

Consequências da Monocultura de Braquiárias e da Invasão de Cambarazais e Algodoads sobre a Ictiofauna de Alagados no Pantanal



*Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Centro de Pesquisa Agropecuária do Pantanal
Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento*

Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento 112

Consequências da Monocultura de Braquiárias e da Invasão de Cambarazais e Algodoados sobre a Ictiofauna de Alagados no Pantanal

Fábio Ricardo da Rosa
Emiko Kawakami de Resende

Exemplares desta publicação podem ser adquiridos na:

Embrapa Pantanal

Rua 21 de Setembro, 1880, CEP 79320-900, Corumbá, MS

Caixa Postal 109

Fone: (67) 3234-5800

Fax: (67) 3234-5815

Home page: www.cpap.embrapa.br

E-mail: sac@cpap.embrapa.br

Comitê Local de Publicações:

Presidente: *Suzana Maria de Salis*

Membros: *Ana Maria Dantas Maio*

André Steffens Moraes

Vanderlei Doniseti Acassio dos Reis

Viviane de Oliveira Solano

Secretária: *Eliane Mary P. de Arruda*

Supervisora editorial: *Suzana Maria de Salis*

Normalização bibliográfica: *Viviane de Oliveira Solano*

Tratamento de ilustrações: *Eliane Mary P. de Arruda*

Fotos da capa e do texto: *Fábio Ricardo da Rosa*

Editoração eletrônica: *Eliane Mary P. Arruda*

Disponibilização na home page: *Marilisi Jorge da Cunha*

1ª edição

1ª impressão (2011): formato digital

Todos os direitos reservados

A reprodução não-autorizada desta publicação, no todo ou em parte
Constitui violação dos direitos autorais (Lei nº 9.610)

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Embrapa Pantanal

Rosa, Fábio Ricardo.

Consequências da monocultura de braquiárias e da invasão de cambarazais e algodoais sobre a ictiofauna de alagados no Pantanal [recurso eletrônico]/ Fábio Ricardo da Rosa, Emiko Kawakami de Resende. - Dados eletrônicos - . Corumbá: Embrapa Pantanal, 2011.

31 p. (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento / Embrapa Pantanal, ISSN 1981-7215; 112)

Sistema requerido: Adobe Acrobat Reader

Modo de acesso: <<http://www.cpap.embrapa.br/publicacoes/online/BP112.pdf>>

Título da página da Web (acesso em 31 dez. 2011).

1. Ictiologia. 2. Meio ambiente. 3. Conservação. I. Resende, Emiko Kawakami de. II. Título. III. Série. IV. Embrapa Pantanal.

CDD 639.9 (21.ed.)

© Embrapa 2011

Sumário

Resumo	5
Abstract	6
Introdução	7
Material e Métodos	9
Área de estudo	9
Procedimentos	9
Resultados e Discussão	16
Ictiofauna registrada	16
Padrões observados	19
Consequências das alterações ambientais sobre a ictiofauna	23
Considerações Finais	25
Referências	25

Consequências da Monocultura de Braquiárias e da Invasão de Cambarazais e Algodoads sobre a Ictiofauna de Alagados no Pantanal

Fábio Ricardo da Rosa¹
Emiko Kawakami de Resende²

Resumo

As áreas inundáveis do Pantanal são importantes ambientes de alimentação, crescimento e desova para a ictiofauna. A vegetação das áreas inundáveis passa por fortes mudanças, em parte causadas por oscilações naturais do nível hidrológico, em parte ocasionada pelo manejo humano da paisagem. São exemplos dessas mudanças, naturais ou antrópicas, a substituição de campos nativos pela expansão de algodoais (*Ipomoea carnea*), cambarazais (*Vochysia divergens*) e pela introdução das forrageiras *Brachiaria* spp. Avaliamos as consequências dessas substituições sobre a ictiofauna em áreas alagáveis do Pantanal Norte. Comparamos riqueza de espécies, biomassa e abundância das ictiocenoses coletadas em 30 parcelas com 25 m². Registramos 101 espécies de peixes de variados grupos taxonômicos e funcionais, incluindo espécies reofílicas e de interesse à pesca. Cambarazais apresentaram os menores valores de riqueza de espécies, abundância e biomassa de peixes, o que indica baixa funcionalidade para peixes e efeito negativo da invasão desta fitofisionomia sobre campos nativos. Algodoads e braquiárias apresentaram os maiores valores de riqueza e biomassa, mas não foi possível inferir estatisticamente que estas fitofisionomias tenham influência positiva sobre a ictiofauna, em comparação a campos nativos. A disponibilidade de cobertura vegetal submersa nas parcelas (dentre outras variáveis) explica grande parte dos padrões observados para a ictiofauna, pois algodoais e braquiárias apresentaram tanta ou mais cobertura quanto campos nativos, enquanto que cambarazais apresentaram os menores valores de cobertura.

Palavras-chave: áreas inundáveis, impactos ambientais, peixes

¹ Biólogo, Dr., Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, UFMS, 79070-900 Campo Grande, MS. fritz@hotmail.com

² Bióloga, Dra., Embrapa Pantanal, Caixa Postal 109, 79320-900, Corumbá, MS. emiko@cpap.embrapa.br

Consequences of *Braquiaria* pastures and invasion by cambarazais and algodoais over fishes on flooded areas in northern Pantanal

Abstract

*Pantanal flooded areas are important feeding, growth and spawn sites for fishes. Both natural and antropogenic causes are changing the vegetation on these areas. For instance, native grasses have being replaced by algodoais (*Ipomoea carnea*), cambarazais (*Vochysia divergens*) and exotic pastures (*Brachiaria* spp.). We studied the consequences of these landscape replacements over fishes in northern Pantanal flooded areas. We compared species richness, fish biomass and abundance in those four vegetation types using thirty 25 m² quadrants. We registered 101 species of several taxonomic and ecological groups, including migratory ones of interest to fisheries. Cambarazais showed the lowest values on species richness, fish abundance and biomass, which indicates low funcionalitty and negative effect of cambarazal vegetation over native grasses. Algodoais and *Brachiaria* spp. pastures presented the highest richness and biomass values however it was not possible to statistically determine that these vegetation types have positive influence over the fishes, in comparison to native grasses. The flooded vegetation coverage (between other variables) explain these patterns, since algodoais and *Brachiaria* spp. pastures presented as much as cover or even more than native grasses, while cambarazais showed the lowest coverage values.*

Key words: environmental impacts, fishes, flooded areas

Introdução

Áreas sazonalmente inundáveis têm importância reconhecida para a ictiofauna como locais de desova (GOULDING, 1980; AGOSTINHO; ZALEWSKI, 1995; AGOSTINHO et al., 2003; RESENDE, 2000, 2003), como ambientes de alimentação e crescimento de larvas, pós-larvas e juvenis (“alevinos”) e onde peixes adultos obtêm condicionamento reprodutivo (RESENDE, 2005). O uso dessas áreas pelos peixes é mais intenso no Pantanal em comparação a outras planícies de inundação (JUNK; SILVA, 1999; JUNK et al., 2006) e há maior produtividade secundária, gerada por itens alimentares da área inundável (RESENDE et al., 1997; 2000a; 2000b; RESENDE; PALMEIRA, 1999; RESENDE, 2005).

A maioria dos estudos sobre utilização de recursos ambientais por peixes do Pantanal foi realizada em ambientes aquáticos perenes, de forma que pouco se conhece sobre a utilização de alagados temporários por estes peixes. Há algumas publicações recentes sobre o tema (FERNANDES et al., 2010a, 2010b), entretanto, a maioria dos estudos ainda está na forma de manuscritos não publicados (e.g. MACHADO, 2003; SILVA, 2009).

Pelo menos três fatores explicam a distribuição e parâmetros descritores da ictiofauna no Pantanal e em outras planícies de inundação, a saber, distância dos rios (fontes de colonização), profundidade dos ambientes e disponibilidade de cobertura vegetal (enquanto abrigo).

A distância dos ambientes até rios e outros corpos de água permanentes pode ser considerada uma medida (inversa) de conectividade entre ambientes aquáticos (MOILANEN et al., 1988). Há relação negativa entre riqueza e abundância da ictiofauna de lagoas e a distância aos rios (e. g. SUAREZ et al., 2001; 2004; GRANADO-LORÊNCIO et al., 2005; BAGINSKI, 2007), o que se repete com a ictiofauna em alagados pantaneiros (FERNANDES et al., 2010 a; 2010b).

A relação entre a ictiofauna e a profundidade da coluna de água é reincidente em diferentes tipos de ambientes de planícies de inundação, como poças (KODRIC-BROWN; BROWN, 1993; PAZIN et al., 2006), canais e lagoas marginais (TEJERINA-GARRO et al., 1998; CUNICO et al., 2002; PETRY et al., 2003). No Pantanal, a profundidade é reconhecida como uma das variáveis preditivas da ictiofauna de lagoas (SUAREZ et al., 2001; 2004) e também em áreas sazonalmente inundáveis, nas quais Fernandes et al. (2010a; 2010b) registraram incremento de espécies e do comprimento dos indivíduos com o aumento de profundidade.

A disponibilidade de abrigo é um atributo ambiental em micro-escala muito utilizado para explicar a estrutura de ictiocenoses (CHICK; MCIVOR, 1997). Em ambientes perenes, macrófitas são consideradas forma de abrigo e/ou local de forrageamento, e a maioria das espécies de peixes apresenta alguma associação a bancos de macrófitas (SUAREZ et al., 2001; 2004; MELO et al., 2003; PACHECO, 2005; FLORENTINO, 2007; MILANI, 2009; ROCHA, 2009). Em alagados, segundo Machado (2003), algumas espécies ocorrem predominantemente associadas às árvores frutíferas e outras espécies se concentram em locais com ampla cobertura vegetal, como estratégia de defesa contra predadores aquáticos e terrestres. Porém, Fernandes et al. (2010a; 2010b) não encontraram relação entre a ictiofauna e as formas de vegetação de alagados em Poconé (MT), nem mesmo quando compararam amostras obtidas em monoculturas de pastagens exóticas com vegetação nativa campestre ou arbórea. Os autores sugeriram que devido à conectividade entre os ambientes alagados, as manchas de vegetação exótica podem ser facilmente colonizadas pelas espécies de áreas nativas no entorno, e que locais com pastagem exótica podem apresentar estrutura de habitat similar às áreas com vegetação natural.

Neste estudo, consideramos campos nativos como tratamento-controle para avaliar as consequências da invasão de cambarazais, do algodoeiro e da introdução de braquiárias sobre a ictiofauna em áreas alagáveis do Pantanal. Como mecanismo ecológico para explicar os padrões observados, investigamos a relação entre as diferenças na riqueza de espécies e biomassa das ictiocenoses com a disponibilidade de abrigo (cobertura vegetal submersa) e/ou conectividade (distância de corpos de água permanentes), sob condições de profundidade padronizada.

Campos nativos inundáveis têm sido utilizados como pastagem natural para bovinos e equinos por mais de duzentos anos no Pantanal (SANTOS, 2001). Nesse longo período a pecuária extensiva tradicional foi uma atividade econômica sustentável, mesmo sem o desmatamento para implantação de pastagens exóticas (PADOVANI et al., 2004).

Nas últimas décadas, contudo, a vegetação das áreas inundáveis tem passado por fortes mudanças, em parte ocasionadas pelo regime hidrológico (SANTOS et al., 2006; NUNES DA CUNHA; JUNK, 2009), em parte causadas pelo manejo da paisagem pelo homem (HARRIS et al., 2005; 2006; TOMAS et al., 2009).

A partir de 1974 ocorreram três decênios mais chuvosos na bacia do Alto Rio Paraguai, com maior nível e maior duração das inundações, o que favoreceu a expansão de matas de cambarazais (*Vochysia divergens*) sobre campos nativos (NUNES DA CUNHA; JUNK, 2004) e de outras plantas arbóreas e arbustivas consideradas “invasoras” de pastagens (SANTOS et al., 2006). Esta expansão ocorreu sobre campos nativos e cerrados, principais áreas de pastejo do gado criado no Pantanal e também amplamente utilizadas por peixes.

Concomitantemente, e em consequência da invasão das pastagens nativas, ocorreram mudanças na forma de manejo pecuário. Produtores da sub-região de Poconé mobilizaram-se a solicitar medidas estratégicas para reduzir a perda de pastagem, resultando em estudos técnicos da Embrapa Pantanal e UFMT, que estabeleceram diretrizes prévias para a limpeza de pastagens (SANTOS et al., 2006) e cultivos de forrageiras (CRISPIM; BRANCO, 2002; SANTOS et al., 2002).

Nos anos 80 e 90, houve aumento do deflorestamento de áreas não inundáveis, como as “cordilheiras” e “capões” (POTT, 2000), e, mais recentemente, a substituição de campos nativos e cerrados inundáveis, com predomínio de gramíneas nativas “duras”, por monoculturas de braquiárias (TOMAS et al., 2009), principalmente de *Brachiaria humidicola* (Rendle) Schweick. Manejar áreas inundáveis, com predomínio de gramíneas não palatáveis, foi considerada a opção menos impactante e mais barata em relação a deflorestar áreas não inundáveis (CRISPIM; BRANCO, 2002). Contudo, a intensidade dos impactos das braquiárias no Pantanal ainda não é adequadamente conhecida. Calheiros e Fonseca Júnior (1996) consideraram necessário “analisar os efeitos decorrentes da introdução de espécies exóticas e sua relação custo/benefício (Ex.: forrageiras)”. Para Harris et al. (2005; 2006) a perda de habitats é uma das principais ameaças ao Pantanal, especificamente a conversão de seus ambientes naturais em monoculturas exóticas.

O esperado é que pastagens com braquiárias, com menor variedade de recursos ambientais (formas de alimento e abrigo), suportem menores densidades, menores abundâncias e menor riqueza de espécies de peixes. Além disso, é comum a presença de “murundus” e “capões” nas pastagens nativas, que ocorrem como ilhas de vegetação arbórea, um pouco mais elevadas topograficamente, as quais são retiradas nas pastagens manejadas (TOMAS et al., 2009), diminuindo ainda mais a complexidade dos habitats. Para ilustrar a simplificação ecológica das fitofisionomias mediante o cultivo de forrageiras pode-se comparar a cobertura relativa de 90% a 99% por *Brachiaria humidicola* e *B. decumbens* (CRISPIM; BRANCO, 2002) com as em campos nativos, onde as espécies mais representativas (dentre 48 registradas) atingem apenas 17,2%, 14,9% e 10,1 % de cobertura relativa (REBELLATO; NUNES DA CUNHA, 2005).

Tratando da funcionalidade para a ictiofauna, habitats inundáveis podem ser simplificados por outras formas de vegetação, além da braquiária, dentre elas os algodoais e cambarazais. Estes apresentam o estrato arbustivo e o dossel arbóreo, respectivamente, monodominantes, resultando em simplificação ecológica, como ocorre na monocultura de braquiárias. Esperar-se-ia que todas as três fitofisionomias com menor complexidade estrutural apresentassem menor funcionalidade para a ictiofauna em relação aos campos nativos.

O algodoeiro, *Ipomoea carnea* Jacq. subsp. *fistulosa* (Mart. ex Choisy) D. F. Austin é uma planta nativa, arbustiva, resistente à inundação e cuja monodominância também está associada ao manejo inadequado (AFONSO; POTT, 2001; SANTOS et al. 2006), ao “excesso de água” e concentração excessiva de gado nas pastagens (SANTOS et al., 2006). Não há estudos sobre a funcionalidade desse tipo de pastagem degradada para peixes durante a inundação.

O cambará, *Vochysia divergens* Pohl, é uma espécie arbórea originária da Amazônia que tolera bem inundações e é considerada invasora de áreas de solos argilosos no Pantanal (SILVA et al., 2000) e é monodominante (ARIEIRA; NUNES DA CUNHA, 2006). Em função dessa invasão, já foram realizados alguns estudos sobre vertebrados (ARAGONA; MARINHO FILHO, 2009) e invertebrados terrestres associados aos cambarazais (MARQUES et al., 2001), mas não há conhecimento sobre a funcionalidade desta fitofisionomia para peixes durante o período de inundação.

Alterações na funcionalidade de alagados para a ictiofauna podem ocasionar mudanças na biomassa de peixes com consequências para toda a cadeia alimentar, que se estenderiam para águas permanentes do Pantanal e mesmo ambientes terrestres, por exemplo, via aves piscívoras (ALHO, 2008). Esses impactos ambientais ocasionariam também impactos sócio-econômicos, por meio de alterações nos estoques pesqueiros e prejuízos ao potencial turístico de toda a região.

Este estudo tem o objetivo de verificar se os habitats alagáveis que têm sido modificados pela forma atual de manejo das pastagens ou pela invasão dos cambarazais continuam a cumprir satisfatoriamente suas funções ecológicas para as comunidades de peixes durante a cheia. Comparando os atributos riqueza de espécies, abundância de indivíduos, biomassa íctica e equidade, entre as fitofisionomias, inferimos sobre a funcionalidade para a ictiofauna de cada forma de vegetação.

Material e Métodos

Área de estudo

A região do Pantanal é formada por uma grande bacia sedimentar, de relevo muito plano, com altitude variando de 80 a 150 m acima do nível do mar, e declividade média de 2,5 a 5,0 cm/km de norte a sul e, de 10 a 20 cm/km de leste a oeste (MORAES et al., 2000), o que causa lento escoamento e favorece a inundação da planície. O clima é marcado por duas estações bem definidas de chuva e seca, com pluviosidade média em torno de 800 a 1.200 mm (DOUROJEANNI, 2006).

A  rea de estudo está localizada na bacia de drenagem do rio Cuiabá, nos municípios de Barão de Melgaço e Poconé, ao Norte da RPPN Sesc Pantanal. Além do rio Cuiabá, corixos, canais e braços abandonados de rios e baías são importantes na hidrografia da região. O período de cheia na região ocorre geralmente de janeiro a abril (DOUROJEANNI, 2006), quando há acúmulo de águas de chuvas e inundação proveniente principalmente de corixos que interligam os rios Cuiabá, São Lourenço, Mutum e Piraim (canal do Cuiabá) e baías como Chacoror , Sinh  Mariana e do Coqueiro (Figura 1).

Os alagados dessa região são cobertos por um mosaico de florestas semidecíduas, quatro tipos de cerrado, matas inundáveis, campos com murundus e com capões (Figura 2A), e matas inundáveis (NUNES DA CUNHA; JUNK, 2009). H  áreas antropizadas, como as grandes extensões de pastagens abandonadas com sucessão de pioneiras oportunistas (SANTOS et al., 2006), dentre elas os algodoads (Figura 2B) e áreas com introdução de gramíneas exóticas *Brachiaria* spp. (Figura 2C). Além dessas alterações fitofisionômicas, há intensa dinâmica plurianual das fitofisionomias na região de Poconé (NUNES DA CUNHA; JUNK, 2009), incluindo a invasão pelos cambarazais (Figura 2D) relacionada com os ciclos plurianuais de seca e cheia do Pantanal, nos últimos 30 anos. Os cambarazais estão ocupando extensas áreas nos Pantanaís de Barão de Melgaço (9,3%), Poconé (6,4%) e Paraguai (Figura 3).

Procedimentos

Realizamos as amostragens em dois períodos de cheia, um entre 22 de fevereiro e 03 de março de 2008 e outro entre primeiro a 14 de março de 2009. Utilizamos 30 parcelas de amostragens distribuídas em uma área de aproximadamente 1.300 km² (Figura 1), sendo oito em campos nativos (parcelas N1 a N8), oito em algodoads (A1 a A8) seis em pastagens com predomínio de *Brachiaria* spp. (B1 a B6), e oito em cambarazais (C1 a C8). Conseguimos amostrar em apenas seis parcelas em braquiárias devido à dificuldade de obter autorização dos proprietários para os estudos em pastagens cultivadas (Tabela 1).

Como critérios para determinar a localização das parcelas, observamos: (1) conectividade com rios e lagoas durante a cheia, evitando as áreas inundadas apenas pela chuva; (2) altura padronizada da coluna de água das parcelas, com 0,50 m em média de altura e variações entre 0,45 m e 0,56 m para evitar efeito de diferentes níveis de inundação; (3) pelo menos dois quil metros de distância entre as parcelas do mesmo tipo de vegetação.

Registramos as coordenadas geodésicas da localização de cada parcela com GPS. Com as coordenadas estimamos as distâncias em linha reta entre parcelas e corpos de água perenes, com auxílio do programa computacional SPRING (CAMARA et al., 1996) e de cartas-imagem georreferenciadas obtidas de MIRANDA; COUTINHO (2004).

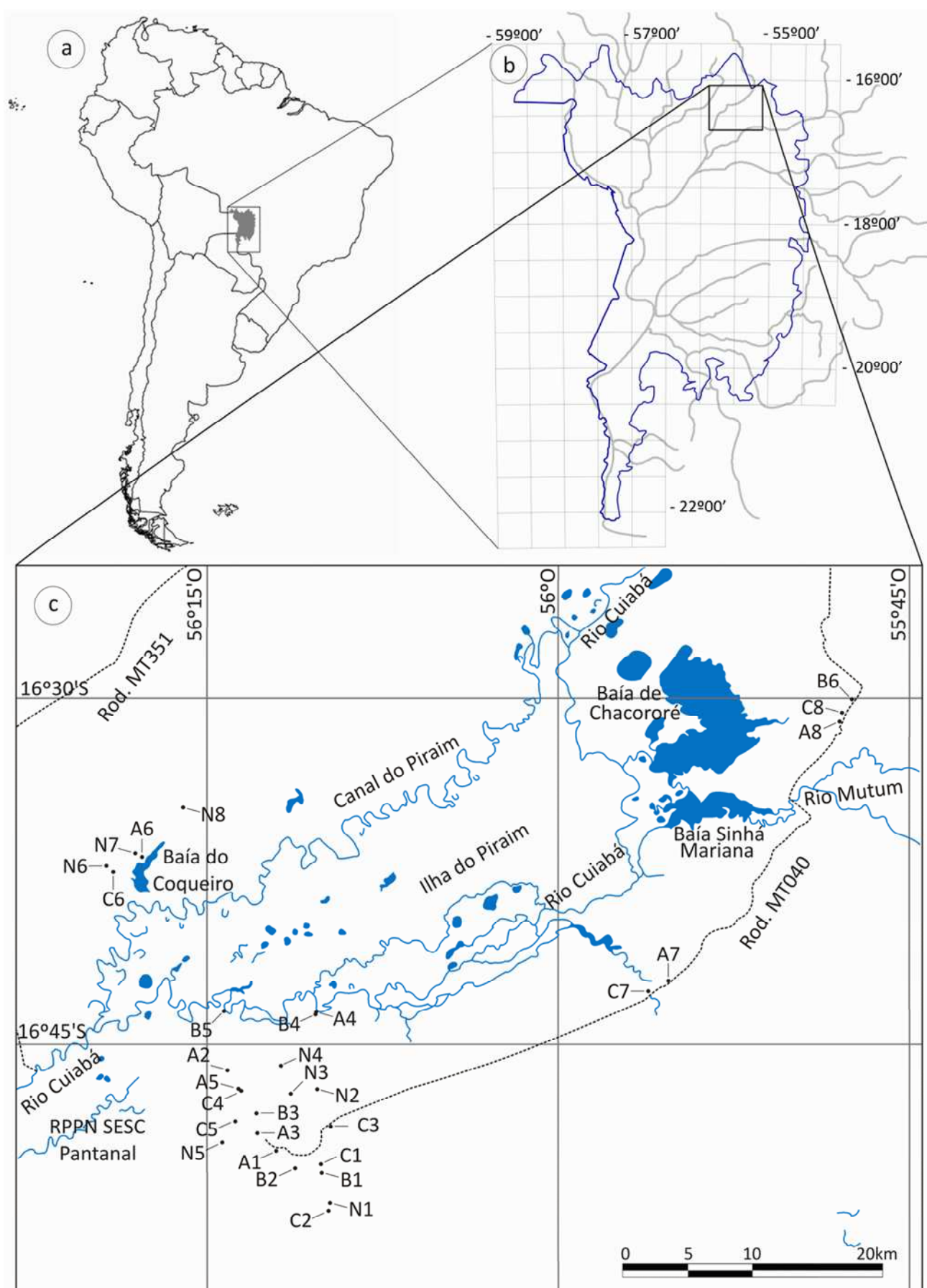


Figura 1. Localização do Pantanal na América do Sul (a), em “b”, localização da área de estudos em relação ao Pantanal, com contorno em azul, e em “c” localização das parcelas de coleta de dados na área de estudos, especialmente em relação a corpos de água permanentes, que aparecem em azul. Fonte: desenhado a partir de cartas-imagem de Miranda e Coutinho (2004).

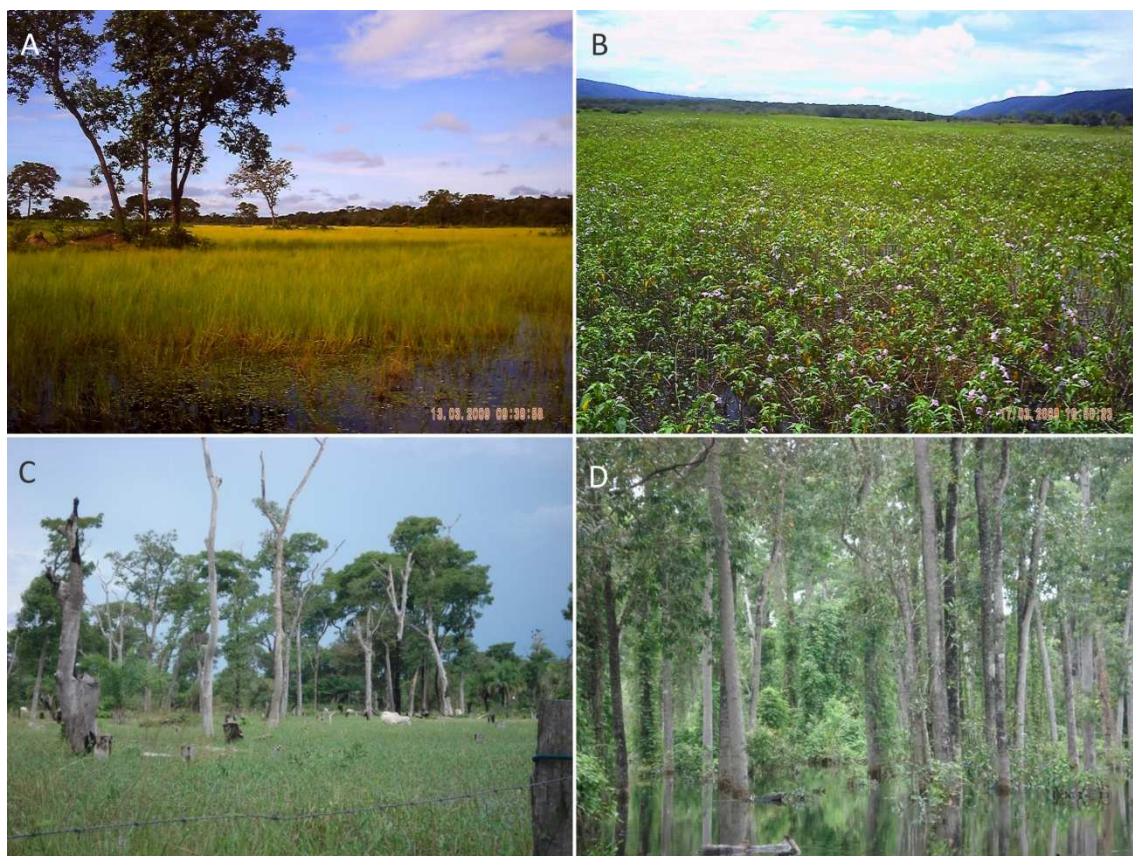


Figura 2. As fitofisionomias estudadas: A - campo nativo com murundus (parcela nativo 8), B - algodoad (parcela algodoad 8), C - monocultura de *Brachiaria humidicola* (próximo à parcela braquiária 3); D - mata inundável com predomínio de *Vochysia divergens* (cambará) no estrato arbóreo (parcela cambarazal 5).

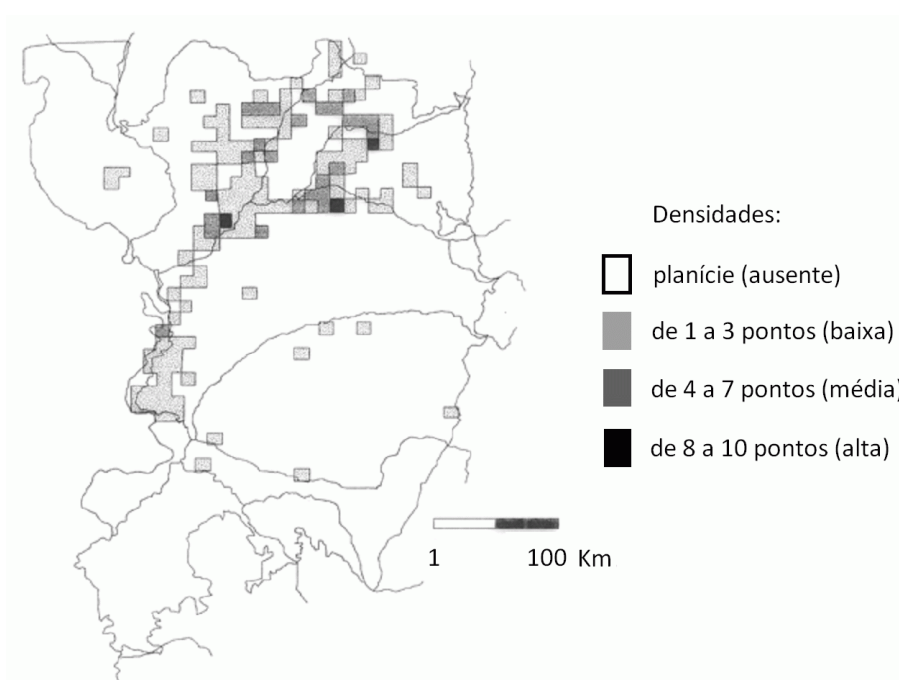


Figura 3. Mapa do Pantanal com distribuição e densidade das áreas com maior ocorrência de "cambarazal e sistema edáfico de primeira ocupação", modificado de Silva et al. (2000).

Tabela 1. Localização das parcelas amostradas (*dattum* Córrego Alegre), Pantanal do Mato Grosso.

Parcelas	Abreviatura	Coordenadas geodésicas	Distância de corpos de água permanentes (m)
Nativo 1	N1	16°36'2,50"S 56°09'47,0"O	13.346,7
Nativo 2	N2	16°32'38,4"S 56°10'41,7"O	6.360,4
Nativo 3	N3	16°32'18,8"S 56°11'56,1"O	5.614,1
Nativo 4	N4	16°30'53,0"S 56°11'57,8"O	3.057,9
Nativo 5	N5	16°33'53,5"S 56°13'57,2"O	8.598,3
Nativo 6	N6	16°22'23,6"S 56°19'19,4"O	2.126,1
Nativo 7	N7	16°21'52,4"S 56°17'59,4"O	748,7
Nativo 8	N8	16°19'58,2"S 56°16'17,1"O	3.073,4
Algodoad 1	A1	16°34'22,4"S 56°11'57,5"O	9.445,3
Algodoad 2	A2	16°31'26,5"S 56°14'14,1"O	4.697,6
Algodoad 3	A3	16°33'55,8"S 56°12'34,4"O	8.782,1
Algodoad 4	A4	16°28'38,0"S 56°10'21,7"O	110,7
Algodoad 5	A5	16°32'36,3"S 56°13'41,1"O	6.682,9
Algodoad 6	A6	16°21'58,4"S 56°17'48,8"O	396,9
Algodoad 7	A7	16°27'14,0"S 55°55'23,6"O	721,7
Algodoad 8	A8	16°16'13,9"S 55°47'56,8"O	3.737,6
Braquiária 1	B1	16°34'59,0"S 56°10'16,5"O	10.861,7
Braquiária 2	B2	16°34'57,1"S 56°11'04,2"O	10.544,8
Braquiária 3	B3	16°33'31,9"S 56°12'55,4"O	8.251,9
Braquiária 4	B4	16°28'35,7"S 56°10'21,8"O	39,9
Braquiária 5	B5	16°28'37,2"S 56°14'17,5"O	73,5
Braquiária 6	B6	16°15'07,9"S 55°47'20,1"O	4.382,6
Cambarazal 1	C1	16°34'45,4"S 56°10'18,1"O	10.444,7
Cambarazal 2	C2	16°36'24,3"S 56°9'46,3"O	13.464,8
Cambarazal 3	C3	16°33'28,2"S 56°9'60,0"O	8.285,2
Cambarazal 4	C4	16°32'51,2"S 56°13'28,0"O	7.127,8
Cambarazal 5	C5	16°33'46,2"S 56°13'25,1"O	8.829,5
Cambarazal 6	C6	16°22'34,0"S 56°19'07,0"O	1.731,0
Cambarazal 7	C7	16°27'40,4"S 55°56'02,5"O	743,9
Cambarazal 8	C8	16°15'50,9"S 55°47'52,9"O	3.781,1

As parcelas consistem em áreas quadradas com 25 m², delimitadas com auxílio de fita métrica. Nos lados de cada parcela foram abertas trilhas estreitas na vegetação, com cinco a dez centímetros de largura, para acomodar redes de cerco com 1,5 m de altura e malha de 3 mm entrenós. Adotamos um procedimento de cerco das parcelas bastante criterioso, como detalhado a seguir.

Abrimos as trilhas cortando e arrancando a vegetação com foices de mão, para reduzir o barulho produzido (Figura 4). Quatro estacas de aço galvanizado com 1,6 m de altura e dois centímetros de espessura foram introduzidas no solo nos cantos das parcelas para sustentar a rede de cerco. Estas estacas eram munidas de brocas na ponta inferior e furos para inserir cabos transversais, o que permitia girá-las e atarraxá-las no solo, sem a necessidade de bater para introduzi-las. Este detalhe também tem o intuito de reduzir o barulho produzido pelo processo de fixação da estrutura de cerco e, presumivelmente, diminuir o afugentamento de peixes da parcela e do entorno.



Figura 4. Abertura das trilhas para acomodar a rede de cerco nos lados da parcela algodoal 1. O auxiliar utiliza uma foice de mão para cortar a vegetação.

Na parte superior das estacas de sustentação foram acopladas extensões de madeira com a função de suspender a rede de cerco, pois a rede não era estendida de imediato. Utilizamos pinos introduzidos nas hastes para manter a parte inferior da rede de cerco suspensa fora da água (Figura 5). Os pinos de suspensão da rede de cerco podem ser removidos facilmente, de modo que a rede de cerco, equipada com uma série extra de chumbadas, afunda rapidamente até o solo.

Esse “disparo” do cerco é realizado retirando os quatro pinos concomitantemente e à distância de pelo menos 30 metros da parcela. Para tal, utilizamos cordas finas amarradas às extremidades de cada pino, como um mecanismo de disparo “remoto” do cerco. As cordas eram reunidas em dois pares opostos, cruzando sobre a parcela (Figura 6) para permitir que apenas dois operadores disparassem o cerco.

Depois da abertura das trilhas para a rede de cerco, suspensão da rede de cerco e instalação dos cabos de disparo do cerco, os coletores esperavam em silêncio e à distância por cerca de meia hora, então o disparo era combinado por gestos, para fechar o cerco. O objetivo desse procedimento era deixar o ambiente em repouso para permitir o retorno de peixes afugentados durante a instalação do cerco.

Após fechar o cerco a nossa prioridade era confirmar o contato da rede com o substrato nos lados da parcela. Enterrávamos a parte inferior da rede de cerco no substrato do interior da parcela. Como resultado, a rede de cerco ficava estendida desde o substrato, passando pela coluna de água (0,5 m) até pelo menos 0,7 m acima da superfície (Figura 7).

Arrancamos pela raiz toda a vegetação do interior das parcelas, lavando-a vigorosamente dentro do cerco, a fim de extrair os animais associados. Depois da retirada da vegetação, realizamos dez arrastos em cada parcela para capturar os peixes, com rede de seis metros de extensão, 1,5 m de altura e malha com 3 mm de entrenós. O material composto por serrapilheira e outros restos orgânicos revolvidos do substrato durante o arrasto e retidos na rede foi cuidadosamente vasculhado, a procura de pequenos peixes, antes de ser descartado. Os peixes capturados foram fixados em solução com 4% de formol, acondicionados em sacos plásticos e etiquetados com a identificação da parcela de origem.



Figura 5. Pino de sustentação da rede de cerco em um dos cantos de uma parcela em algodoal.



Figura 6. Cordas do mecanismo de “disparo” remoto do cerco, atravessando a parcela nativo 1 (campo de murundus).



Figura 7. Parcela algodoal 1, após cerco e retirada da vegetação.

Para obter dados sobre a disponibilidade das classes de formas de cobertura vegetal submersa utilizamos o método fitossociológico de Amostragem por Ponto Quadrado descrito por Slingsby e Cook (1986). Este método permite quantificar cobertura vegetal de formas arbustivas e herbáceas. Um arame reto com poucos milímetros de espessura e com 1,83 m de extensão foi posicionado verticalmente em distâncias pré-determinadas ao longo de 100 pontos em um transecto. As estruturas vegetais que estiveram em contato com o bastão foram classificadas e contadas. Um índice é calculado para cada classe de formas de cobertura e para a soma das formas de cobertura, segundo a equação:

$$C_i (\%) = \frac{n_i}{NT} \times 100$$

Onde “ n_i ” é o número de contatos com o arame e NT é o número de pontos no transecto.

Esse índice é uma estimativa de quantas estruturas ocorrem em uma linha vertical em cada ponto do transecto (SLINGSBY; COOK, 1986). Neste estudo, utilizamos o índice de cobertura exclusivamente para estruturas vegetais submersas, aproveitando a transparência de Secchi total da água para fazer as observações.

Os transectos consistiam em isolíneas topográficas (mesma profundidade das parcelas) com 20 metros de extensão, passando paralelamente a cinco metros de distância de um dos lados de cada parcela e demarcados pelo posicionamento de uma corda fina com 100 nós em intervalos de 20 cm. Ao lado de cada nó posicionamos verticalmente o arame e contamos quantos contatos com estruturas vegetais ocorriam na coluna de água.

As formas de estruturas vegetais detectadas foram: (1) gramíneas (incluindo Poaceae e Cyperaceae), (2) herbáceas, propágulos de arbóreas e macrófitas fixas (até 50 cm de altura), (3) arbustivas (de 50 a 80 cm de altura), (4) troncos e ramos arbóreos, (5) cipós e, (6) troncos, galhos e folhas mortos flutuantes. Não foi considerada a serrapilheira, devido à dificuldade de visualização dos toques no arame junto ao substrato de fundo.

O método de Pontos Quadrados permite quantificar coberturas com mais de 100% na coluna de água, caso as formas de estruturas vegetais toquem o arame mais de uma vez, em média, em cada um dos 100 pontos ao longo do transecto.

Em laboratório, após uma semana em solução com formol, as amostras foram transferidas para álcool 70%. Os peixes foram identificados, contados, pesados e foram tomadas medidas de comprimento padrão e total de cada indivíduo. Realizamos a identificação de formas jovens e adultas das espécies com base em Britsky et al. (2007), e a identificação de formas pós-larvais e juvenis com base em Nascimento e Araújo Lima (2000). Utilizamos lupa, microscópio estereoscópico e corante azul de metileno para auxiliar na identificação das espécies de pequeno porte.

A biomassa íctica foi estimada a partir do peso úmido dos indivíduos fixados. Inicialmente as amostras de cada parcela foram pesadas, contendo todos os indivíduos de todas as espécies que ali ocorreram. O objetivo desta pesagem foi evitar a influência do ressecamento, o que pode ocorrer durante a triagem e identificação das espécies.

O índice de Shannon (SHANNON, 1948) é bastante utilizado como estimativa de diversidade biológica (MAGURRAN, 1983).

O índice de Shannon (H') foi calculado pela fórmula, segundo Magurran (1983):

$$H' = - \sum p_i \times \ln p_i$$

Nessa fórmula “ p_i ” é a abundância relativa das espécies, ou ainda a proporção relativa cada espécie pelo total de indivíduos da amostra, ou seja, $p_i = n_i / N$.

“ $\sum p_i \times \log N p_i$ ” é a soma dos produtos da abundância relativa (p_i) de cada espécie multiplicada pelo seu logaritmo natural ($\log N p_i$).

A equidade de Pielou (J), um índice de fácil interpretação, indica o quanto a abundância relativa (p_i) das espécies é semelhante entre si, ou, ainda, representa o quanto a distribuição das abundâncias de indivíduos é homogênea entre as espécies.

A equidade de Pielou (J) pode ser calculada pela fórmula:

$$J = \frac{H}{H_{\text{máx}}}$$

Nessa fórmula H' é o índice de Shannon e " $H_{\text{máx}}$ " representa o índice de Shannon de uma comunidade íctica hipotética onde todas as n espécies apresentariam a mesma abundância relativa. Nessa situação, o índice H seria máximo. Assim o índice de equidade J representa a relação entre o índice de Shannon observado (H') e o índice de Shannon máximo teórico, no qual todas as espécies têm a mesma abundância ($H_{\text{máx}}$). $H_{\text{máx}}$ é calculado simplesmente pelo logaritmo natural do número de espécies registradas (MAGURRAN, 1983).

Para representar a similaridade entre as amostras utilizamos uma matriz de índices de similaridade de Sorensen, considerando a presença ou ausência das espécies nas amostras, segundo a fórmula:

$$S = \frac{2a}{2a + b + c}$$

Onde a é o número de espécies comuns a ambas as amostras comparadas, b é o número de espécies presentes somente na primeira amostra e c é o número de espécies presentes apenas na segunda amostra.

A partir dos índices de similaridade entre as amostras elaboramos um dendrograma de similaridade de Sorensen, utilizando o método de agrupamento *single linkage* no programa computacional Biodiversity Pro (McALEECE, 1997).

Para estimar a diversidade β das amostras utilizamos a média das dissimilaridades de Dice-Sorensen (distância de Bray-Curtis).

A dissimilaridade de Dice-Sorensen pode ser calculada pela fórmula:

$$D_{ij} = \sum \frac{2a}{S_i + S_j}$$

Onde D_{ij} é a medida de dissimilaridade entre as amostras, a é o número de espécies em comum, S_i é a riqueza de espécies da primeira amostra e S_j é a riqueza de espécies da segunda amostra.

Para comparar a ictiofauna das diferentes fitofisionomias inundáveis utilizamos quatro atributos das ictiocenoses registradas: riqueza de espécies, abundância de indivíduos, biomassa íctica e equidade. Estes atributos foram apresentados em gráficos de dispersão e as diferenças observadas entre as fitofisionomias foram, complementarmente, testadas pelo procedimento não-paramétrico de Kruskal-Wallis.

Para testar relações entre a riqueza de espécies e biomassa íctica com a disponibilidade de cobertura submersa total (índice de cobertura) e distância de corpos de água permanentes utilizamos Análises de Regressão Múltipla, considerando nível de significância de 0,05. As parciais das regressões múltiplas foram plotadas em gráficos para ilustrar as relações, e foram adicionadas linhas de tendência apenas nos casos de relações significativas. Estas parciais apresentam valores positivos e negativos nos gráficos resultantes, que representam apenas os resíduos (para mais e para menos) dos valores que não se encaixam no modelo (linha de tendência) gerado para o outro parâmetro (MAGNUSSON; MOURÃO, 2003).

Para testar a influência da proximidade entre as parcelas sobre a composição das ictiocenoses registradas aplicamos um teste de Mantel entre a matriz de distâncias geográficas entre as parcelas e a matriz de similaridades de Sorensen entre as parcelas.

Para auxiliar na execução das análises foi utilizado o *software* R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2010) e em alguns casos, o pacote Vegan (OKSANEN et al., 2010).

Para classificar e qualificar os possíveis impactos da substituição dos campos nativos pelas demais fitofisionomias, utilizamos os conceitos e terminologias estabelecidos pela NBR-ISO 14.004 (ABNT, 1996; 2007).

Resultados e Discussão

Ictiofauna registrada

Foram coletados 2.866 indivíduos de 101 espécies de 20 famílias e cinco ordens de peixes nas 30 parcelas estudadas (Tabela 2). Comparativamente, Fernandes (2007) registrou 49 espécies em áreas sazonalmente inundáveis do Pantanal de Mato Grosso (Programa PELD, Sítio 12). Em lagoas e outros ambientes lênticos no Pantanal foram registrados valores entre 51 a 122 espécies (CATELLA, 1992; SUAREZ et al., 2001; MELO et al., 2003; PACHECO, 2005; BAGINSKI, 2007; MILANI, 2009; ROCHA, 2009; FLORENTINO; PENHA, 2011). Marques e Resende (2005) registraram 94 espécies no rio Cuiabá, baías e corixos na Reserva do SESC Pantanal, que limita, ao sul, a área deste estudo. É provável que ainda mais espécies fossem registradas nos alagados da região com a utilização de mais parcelas, pois o estimador Chao 2 (CHAO et al., 2005) indica 117 espécies na área, ou seja, foram amostradas 86,3% do total estimado de espécies.

A maior representatividade foi da Ordem Characiformes (54 espécies), seguida pelos Siluriformes (29 espécies), Gymnotiformes (tuviras, 10 espécies), Perciformes (9 espécies), Cyprinodontiformes (5 espécies) e, por último, Symbranchiformes (mussum, uma espécie). Esta sequência de importância das ordens taxonômicas contrasta com o encontrado em estudos anteriores em alagados do Pantanal, onde Characiformes e Perciformes foram as ordens mais representativas (FERNANDES, 2007; FERNANDES et al., 2010a) mas se aproxima do encontrado em ambientes dulcícolas perenes pantaneiros (e. g. WILLINK et al., 2000; SUAREZ et al., 2001) e do padrão para a ictiofauna dulcícola neotropical (LOWE-McCONNELL, 1999).

Apesar da grande abundância de indivíduos, a biomassa total de peixes coletada foi de apenas 4,87 Kg (Tabela 3) e média de apenas 1,7 g por indivíduo, pois quase todos os indivíduos coletados eram peixes de pequeno porte ou jovens e juvenis de peixes de médio e grande porte. Isto representa também uma densidade média de 9,74 g/m², que é um valor comparável às densidades registradas por Catella (1992) na baía da Onça (entre 2,16 g/m² em maio de 1989 e 48,2 g/m² em agosto de 1988), um ambiente perene.

As espécies mais abundantes foram de pequeno porte, como *Crenicichla lepidota* (joana-guenza, juvenis), *Eigenmannia trilineata* (tuvira), *Serrapinus kriegi* (pequira), *Astyanax asuncionensis* (lambari), *Corydoras hastatus* (camboatzinho), *Odontostilbe pequiri* (pequira), *Aequidens plagiostomus* (cará) e *Curimatella dorsalis* (sairu). Dados detalhados sobre abundância e biomassa das espécies de peixes nas parcelas podem ser encontrados em Rosa (2011) disponível em formato digital na Biblioteca Virtual da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.

Entre as espécies de médio e grande porte registradas várias são de interesse para a pesca (Figura 8) e migradoras de longa distância, o que ilustra a importância dos alagados para os estoques pesqueiros. As espécies migradoras registradas ocupando alagados neste estudo, segundo os critérios de Resende (2003), foram os piaus *Leporinus friderici* (formas jovens), *Leporinus macrocephalus* (exemplar adulto), *Leporinus striatus* (formas jovens) e *Schizodon borellii* (formas jovens), o curimatá *Prochilodus lineatus* (formas jovens), o pintado *Pseudoplatystoma corruscans* (jovem) e o jurupensén *Sorubim lima* (jovem). Nenhuma das espécies registradas consta como ameaçada, segundo os critérios do Brasil (2004).

Tabela 2. Ictiofauna registrada neste estudo, alagados do Pantanal de Mato Grosso.

Família	Espécie	Nome popular
CHARACIFORMES		
Characidae	<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i> (Menezes, 1992)	Peixe-cachorro
	<i>Acestrorhynchus lacustris</i> (Lütken, 1875)	Peixe-cachorro
	<i>Aphyocharax anisitsi</i> (Eigenmann e Kennedy, 1903)	Piquira
	<i>Aphyocharax paraguayensis</i> (Eigenmann, 1915)	Piquira
	<i>Astyanax abramis</i> (Jenyns, 1842)	Lambari
	<i>Astyanax asuncionensis</i> (Géry, 1972)	Lambari
	<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1829)	Lambari
	<i>Brachyhalcinus retrospina</i> (Boulenger, 1892)	
	<i>Bryconamericus chapadae</i> (Fowler, 1906)	Lambari
	<i>Bryconops melanurus</i> (Bloch, 1794)	
	<i>Cynopotamus argenteus</i> (Valenciennes, 1836)	Saicanga
	<i>Galeocharax humeralis</i> (Valenciennes, 1834)	
	<i>Gymnocorymbus ternetzi</i> (Boulenger, 1895)	Tetra-Preto
	<i>Hemigrammus marginatus</i> (Ellis, 1911)	
	<i>Hemigrammus ulreyi</i> (Boulenger, 1895)	
	<i>Hyphessobrycon eques</i> (Steindachner, 1882)	Mato-grosso
	<i>Markiana nigripinnis</i> (Perugia, 1891)	Lambari-do-campo
	<i>Metynnis mola</i> (Eigenmann e Kennedy, 1903)	Pacu-peva
	<i>Mylossoma paraguayensis</i> (Norman, 1928)	Pacu-peva
	<i>Moenkhausia dichroua</i> (Kner, 1858)	Lambari
	<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i> (Steindachner, 1907)	Lambari
	Myleinae não identificado	
	<i>Odontostilbe paraguayensis</i> (Eigenmann e Kennedy, 1903)	Piquira
	<i>Odontostilbe pequiri</i> (Steindachner, 1882)	Piquira
	<i>Phenacogaster tegatus</i> (Eigenmann, 1911)	
	<i>Piabucus melanostoma</i> (Holmberg, 1891)	
	<i>Poptella paraguayensis</i> (Eigenmann, 1907)	Saia-Branca
	<i>Psellogrammus kennedyi</i> (Eigenmann, 1903)	
	<i>Serrapinnus calliurus</i> (Boulenger, 1900)	
	<i>Serrapinnus kriegi</i> (Schindler, 1973)	
	<i>Serrapinnus microdon</i> (Eigenmann, 1915)	
	<i>Serrasalmus maculatus</i> (Kner, 1858)	Piranha
	<i>Serrasalmus marginatus</i> (Valenciennes, 1837)	Piranha
	<i>Tetragonopterus argenteus</i> (Cuvier, 1816)	Sauá
	<i>Triportheus nematurus</i> (Kner, 1858)	Sardinha
	<i>Triportheus paranensis</i> (Günther, 1874)	Sardinha
Crenuchidae	<i>Characidium aff. zebra</i> (Eigenmann, 1909)	Piquira
Prochilodontidae	<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1836)	Curimbatá
Curimatidae	<i>Curimatella dorsalis</i> (Eigenmann e Eigenmann, 1889)	Curimbatazinho
	<i>Cyphocharax gillii</i> (Eigenmann e Kennedy, 1903)	Curimbatazinho
	<i>Potamorhina squamora levis</i> (Braga e Azpelicueta, 1983)	Sairú
	<i>Psectrogaster curviventris</i> (Eigenmann e Kennedy, 1903)	Sairú
	<i>Steindachnerina brevipinna</i> (Eigenmann e Eigenmann, 1889)	
	<i>Steindachnerina conspersa</i> (Holmberg, 1891)	
	<i>Steindachnerina nigrotaenia</i> (Boulenger, 1902)	
Anostomidae	<i>Abramites hypselonotus</i> (Günther, 1868)	
	<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)	Piau
	<i>Leporinus lacustris</i> (Campos, 1945)	Piau
	<i>Leporinus macrocephalus</i> (Garavito e Britski, 1988)	Piauçú
	<i>Leporinus striatus</i> (Kner, 1858)	Piava
	<i>Schizodon borellii</i> (Boulenger, 1900)	Piava
Lebiasinidae	<i>Pyrrhulina australis</i> (Eigenmann e Kennedy, 1903)	
Erythrinidae	<i>Hoplerethrinus unitaeniatus</i> (Spix, 1829)	Jejú
	<i>Hoplias gr. malabaricus</i> (Bloch, 1794)	Traíra

Continua...

Tabela 2. (Continuação).

Família	Espécie	Nome popular
GYMNOTIFORMES		
Rhamphichthyidae	<i>Rhamphichthys hahni</i> (Meinken, 1937)	Tuvira
	<i>Rhamphichthys</i> sp.	Tuvira
Gymnotidae	<i>Gymnotus inaequilabiatus</i> (Valenciennes, 1839)	Tuvira
	<i>Gymnotus paraguensis</i> (Albert e Crampton, 2003)	Tuvira
Sternopygidae	<i>Eigenmannia trilineata</i> (López e Castelo, 1966)	Tuvira
	<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1842)	Tuvira
	<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch e Schneider, 1801)	Tuvira
Hypopomidae	<i>Brachyhypopomus</i> sp.A	Tuvira
	<i>Brachyhypopomus</i> sp.B	Tuvira
	<i>Brachyhypopomus</i> sp.C	Tuvira
Apteronotidae	<i>Apteronotus albifrons</i> (Linnaeus, 1766)	Tuvira
SILURIFORMES		
Doradidae	<i>Anadoras weddellii</i> (Castelnau, 1855)	
	<i>Merodoras nheco</i> (Higuchi, Birindelli, Souza e Britski, 2007)	
	<i>Platydoras armatulus</i> (Valenciennes, 1840)	Roque-roque
Auchenipteridae	<i>Parauchenipterus striatulus</i> (Steindachner, 1876)	Jauzinho
	<i>Trachelyopterus coriaceus</i> (Valenciennes, 1840)	
Pimelodidae	<i>Lucioplimesodus pati</i> (Valenciennes, 1840)	Pati
	<i>Pimelodella gracillis</i> (Valenciennes, 1840)	Chum-chum
	<i>Pimelodella mucosa</i> (Eigenmann e Ward, 1907)	Chum-chum
	<i>Pseudoplatystoma coruscans</i> (Spix e Agassiz, 1829)	Pintado
	<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy e Gaimard, 1824)	
Callichthyidae	<i>Sorubim lima</i> (Bloch e Schneider, 1801)	Jurupensém
	<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)	Camboatá
	<i>Corydoras aeneus</i> (Cill, 1858)	Camboatazinho
	<i>Corydoras areio</i> (Knaack, 2000)	Camboatazinho
	<i>Corydoras hastatus</i> (Eigenmann e Eigenmann, 1888)	Camboatazinho
	<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	Camboatá
	<i>Lepthoplosternum pectorale</i> (Boulenger, 1895)	Camboatá
	<i>Megalechis personata</i> (Ranzani, 1841)	Camboatá
Loricariidae	<i>Hypoptopoma inexpectatum</i> (Holmberh, 1893)	
	<i>Liposarcus anisitsi</i> (Eigenmann e Kennedy, 1903)	Cascudo
CYPRINODONTIFORMES		
Rivulidae	<i>Plesiolebias glaucopetrus</i> (Costa e Lacerda, 1988)	
	<i>Pterolebias longipinnis</i> (Garman, 1895)	
	<i>Pterolebias phasianus</i> (Costa, 1988)	
	<i>Rivulus punctatus</i> (Boulenger, 1895)	Barrigudinho
	<i>Trigonectes balzanii</i> (Perugia, 1891)	
PERCIFORMES		
Cichlidae	<i>Aequidens plagiozonatus</i> (Kullander, 1984)	Cará
	<i>Apistogramma borellii</i> (Regan, 1906)	Cará
	<i>Apistogramma trifasciata</i> (Eigenmann e Kennedy, 1903)	Cará
	<i>Astronotus crassipinnis</i> (Heckel, 1840)	Cará-açú
	<i>Bujurquina vittata</i> (Heckel, 1840)	Cará
	<i>Chaetobranchopsis australis</i> (Eigenmann e Ward, 1907)	Cará
	<i>Crenicichla lepidota</i> (Heckel, 1840)	Joana-guenza
	<i>Crenicichla semifasciata</i> (Heckel, 1840)	Joana-guenza
	<i>Crenicichla vittata</i> (Heckel, 1840)	Joana-guenza
	<i>Gymnogeophagus balzanii</i> (Perugia, 1891)	Cará
SYNBRANCHIFORMES		
Synbranchidae	<i>Synbranchus marmoratus</i> (Bloch, 1795)	Mussum



Figura 8. Exemplares de algumas das espécies de interesse para a pesca coletados: A - *Prochilodus lineatus* (curimatá); B - *Psectrogaster curviventris* (sairú); C - *Leporinus macrocephalus* (piaçu); D - *Schizodon borellii* (piava); E - *Pseudoplatystoma corruscans* (pintado); F - *Sorubim lima* (jurupensém, bico-de-pato).

Padrões observados

As maiores riquezas de espécies foram registradas em parcelas de algodoais, braquiárias e campos nativos (Tabela 3, Figura 9A). Parcelas em cambarazais apresentaram, em geral, menores valores de riqueza de espécies em relação às demais parcelas e esta diferença foi estatisticamente significativa ($p = 0,002$). A abundância de indivíduos e a biomassa íctica foram menores nos cambarazais em relação às demais fitofisionomias ($p = 0,015$ e $p = 0,002$, respectivamente, Figura 9B e 9C).

Mesmo nas parcelas com baixa riqueza de espécies, os índices de equidade foram altos (Tabela 3, Figura 9D), indicando que há coexistência de muitas espécies com abundâncias relativas semelhantes nos locais amostrados. Os valores altos de equidade entre as abundâncias das espécies influenciaram os valores de índice de Shannon das amostras, e ambos foram mais elevados que o registrado anteriormente por Catella (1992) para lagoas do Pantanal.

Os altos valores registrados de riqueza e equidade indicam grande diversidade local (o componente α da biodiversidade íctica) e indicam que alagados são importantes para a conservação da diversidade íctica do Pantanal. Já o alto valor do componente β da diversidade (0,779 numa escala de 0 a 1) demonstra que há grandes diferenças na composição das amostras e que essas variações em escala regional também são importantes à diversidade íctica.

Tabela 3. Atributos das ictiocenoses registradas e estimativa da cobertura vegetal disponível nas parcelas em alagados do Pantanal do Mato Grosso.

Parcela	Riqueza de espécies	Abundância de indivíduos	Biomassa íctica (g)	Índice de Shannon	Equidade de Pielou	Cobertura submersa
Nativo 1	6	14	13,2	1,57	0,88	169
Nativo 2	22	88	172,2	2,53	0,82	241
Nativo 3	11	47	61,1	2,03	0,85	240
Nativo 4	12	50	225,3	2,08	0,84	291
Nativo 5	22	113	225,6	2,52	0,82	266
Nativo 6	17	144	69,8	1,63	0,57	387
Nativo 7	18	96	50,8	2,08	0,72	379
Nativo 8	10	31	57,5	2,02	0,88	137
Algodoad 1	17	40	51,8	2,62	0,93	396
Algodoad 2	15	449	141,8	0,88	0,32	171
Algodoad 3	16	55	84,5	2,52	0,91	157
Algodoad 4	32	228	233	2,31	0,67	174
Algodoad 5	22	55	313,9	2,60	0,84	202
Algodoad 6	10	33	953,3	1,98	0,86	161
Algodoad 7	29	123	323,3	2,96	0,88	265
Algodoad 8	16	54	52,9	2,45	0,89	237
Braquiária 1	17	71	45,5	1,95	0,69	234
Braquiária 2	9	89	46,7	1,34	0,61	181
Braquiária 3	14	41	46,3	2,13	0,81	201
Braquiária 4	43	454	955,4	2,63	0,70	325
Braquiária 5	26	124	151,9	2,45	0,75	368
Braquiária 6	25	338	247,5	2,81	0,87	537
Cambarazal 1	5	13	21,5	1,26	0,79	17
Cambarazal 2	2	5	12,2	0,50	0,72	30
Cambarazal 3	2	2	9,6	0,69	1,00	39
Cambarazal 4	8	11	32,4	2,02	0,97	45
Cambarazal 5	14	66	126,1	2,05	0,78	77
Cambarazal 6	0	0	0	0	0	18
Cambarazal 7	2	5	2,3	0,67	0,97	22
Cambarazal 8	8	27	139,8	1,87	0,90	73
Total	101	2866	4867,2			

A similaridade na composição em espécies das amostras variou de baixa (0%) a mediana (66%) e poucas parcelas das mesmas fitofisionomias foram agrupadas em função de similaridade (Figura 10), indicando que há baixa associação das espécies a cada tipo de vegetação.

A similaridade entre as ictiocenoses das parcelas também não apresentou nenhuma relação com a distância geográfica entre as parcelas (teste de Mantel, $p=0,598$), indicando que a distância entre os meso-habitats não influencia a composição da ictiofauna em alagados. Além disso, a maioria as espécies mais representativas ocupou todo o gradiente de distância entre as parcelas e os corpos de água permanentes (Figura 11), apenas algumas foram registradas predominantemente em parcelas próximas a rios e lagoas (como *Potamorhina squamoralevis*, *Curimatella dorsalis*, *Poptella paraguayensis*, *Pterolebias longipinnis*, *Pterolebias phasianus* e *Liposarcus anisitsi*) e algumas ocorreram principalmente em parcelas distantes (como *Triportheus paranensis*, *Leporinus lacustris*, *Sorubim lima*, *Hoplosternum littorale* e *Chaetobranchopsis australis*).

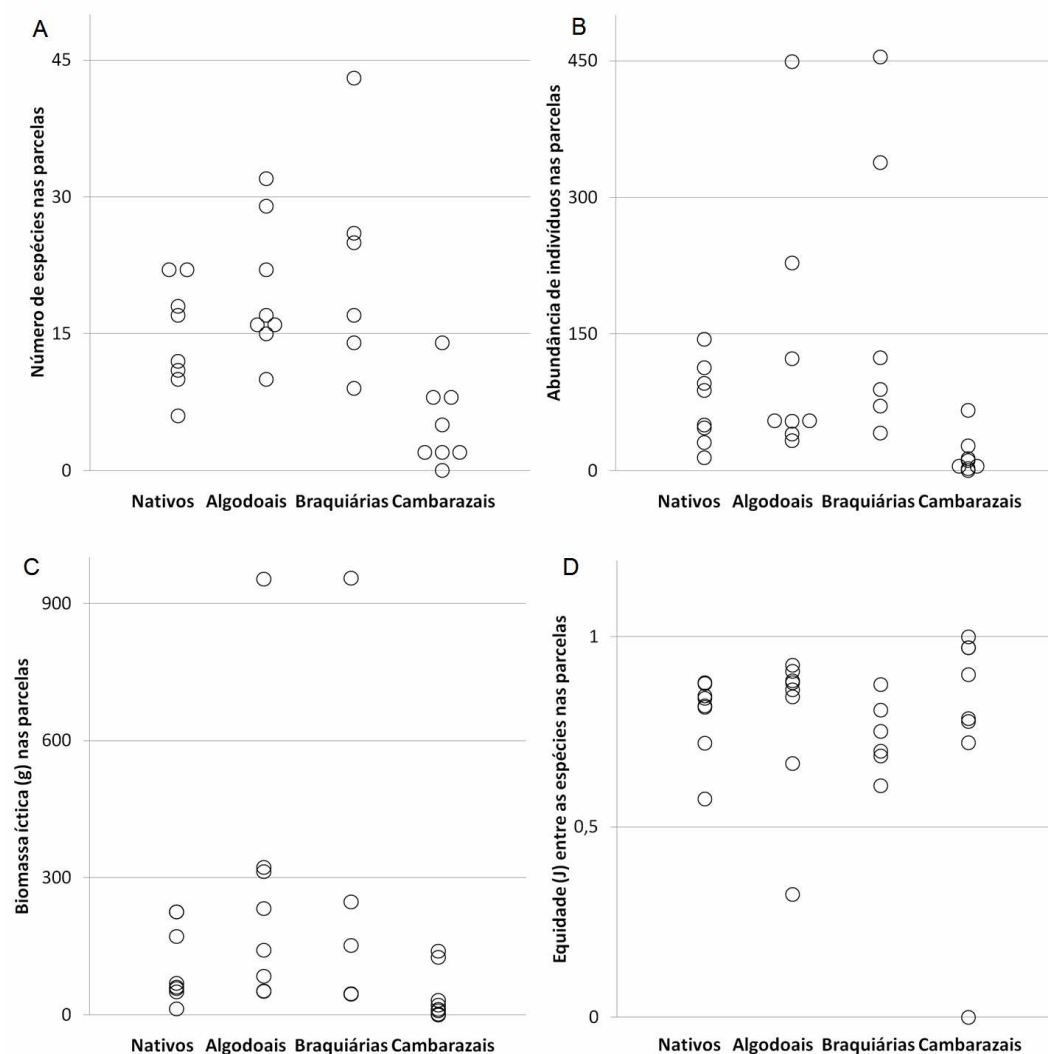


Figura 9. Variação da riqueza de espécies (A), abundância de indivíduos (B), biomassa íctica (C) e equidade de Pielou (D) entre as parcelas das fitofisionomias estudadas.

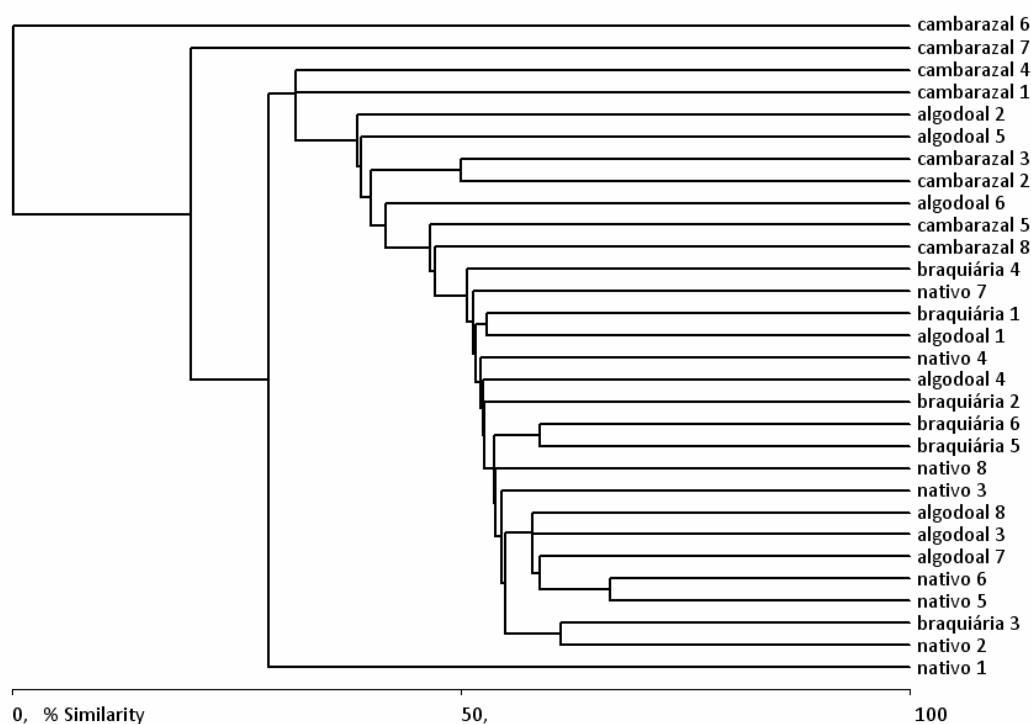


Figura 10. Agrupamento das amostras por similaridade (Sorensen) considerando presença e ausência das espécies de peixes em alagados do Pantanal do Mato Grosso.

As 30 parcelas amostradas apresentaram grandes diferenças tanto de disponibilidade de cobertura submersa, de 12% a 537% (Tabela 3), quanto de distância em relação a corpos de água permanentes, entre 40 m e 13465 m (Tabela 1). Estas duas variáveis não foram correlacionadas (coeficiente de correlação de Spearman de 0,27), o que permite utilizá-las individualmente como fatores preditivos nas análises. As parcelas em cambarazais apresentaram os menores valores de cobertura submersa disponível em relação às demais (Tabela 3).

Houve correlação entre abundância e biomassa íctica (coeficiente de correlação de Spearman de 0,71), o que representa a quebra de uma premissa para utilizá-las em análises estatísticas (MAGNUSSON; MOURÃO, 2003). Assim, optamos em utilizar somente a biomassa como medida de abundância das espécies nos resultados das análises apresentados a seguir e apresentamos a abundância apenas nas análises gráficas.

O modelo de regressão múltipla obtido explicou 50% da variação da riqueza de espécies de peixes como dependentes da disponibilidade de cobertura vegetal submersa e da distância de corpos de água perenes (Riqueza = $0,045\text{Cobertura} - 0,001\text{Distância} + 9,117$, com $R^2 = 0,50$, $F = 13,505$ e $p < 0,001$). Individualmente, a riqueza de espécies (Figura 12) teve relação positiva significativa com a disponibilidade de cobertura submersa ($p < 0,001$ e tolerância de 0,922), porém relação negativa não significativa com a distância de corpos de água permanentes ($p = 0,103$ e tolerância de 0,922).

Quanto à biomassa íctica, o modelo múltiplo obtido ($Biomassa = 0,236Cobertura - 0,023Distância + 243,709$, com $R^2 = 0,218$, $F = 3,755$ e $p = 0,036$) foi significativo, mas explicou apenas 22% da variação da biomassa íctica em função da disponibilidade de cobertura vegetal submersa e da distância de corpos de água perenes (Figura 13). Individualmente, a biomassa íctica teve relação negativa significativa com a distância de corpos de água permanentes ($p = 0,028$ e tolerância de 0,922), porém relação não significativa com a disponibilidade de cobertura submersa ($p = 0,461$ e tolerância de 0,922).

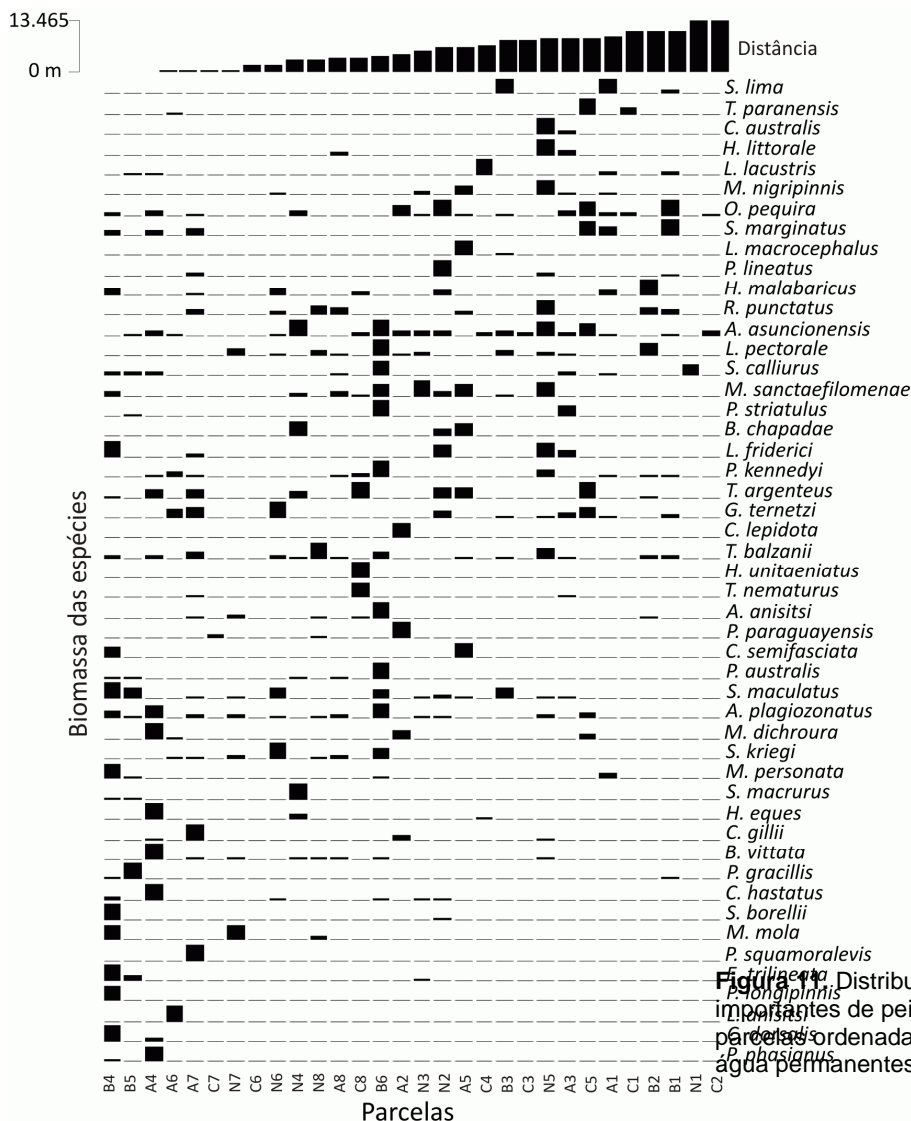


Figura 10. Distribuição da biomassa das espécies mais importantes de peixes sobre o gradiente formado pelas parcelas ordenadas em função da distância de corpos de água permanentes no Pantanal de Mato Grosso.

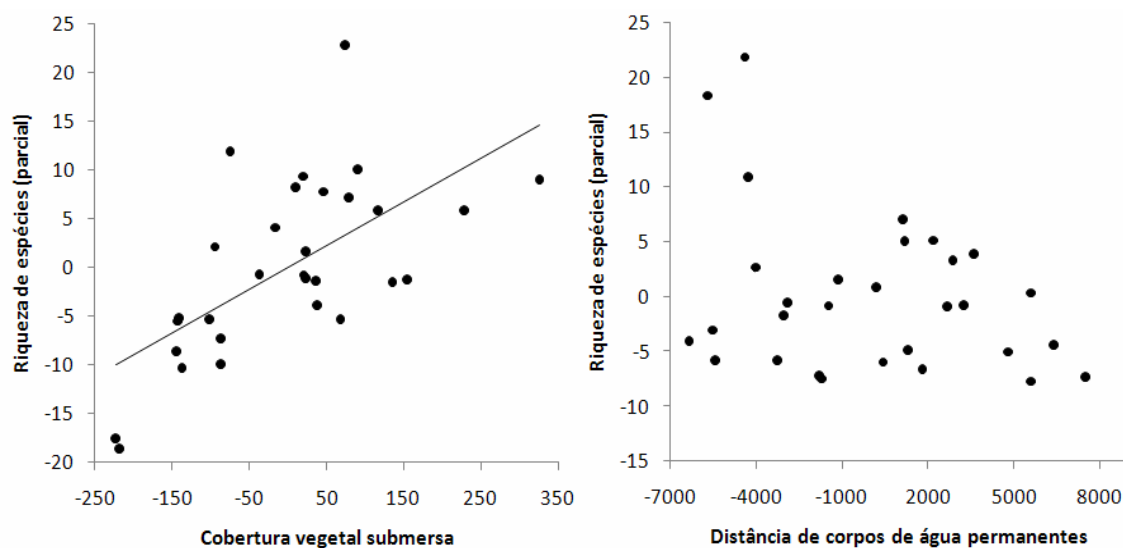


Figura 12. Parciais de análise de regressão múltipla mostrando o efeito da cobertura vegetal submersa e distância de corpos de água permanentes sobre a riqueza de espécies de peixes nas parcelas em alagados do Pantanal de Mato Grosso.

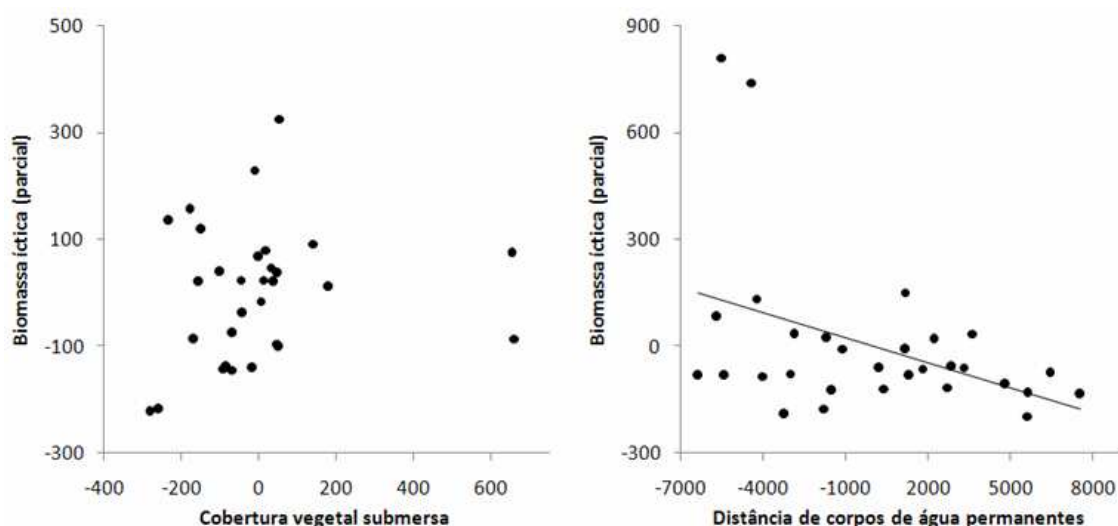


Figura 13. Parciais de análise de regressão múltipla mostrando o efeito da cobertura vegetal submersa e distância de corpos de água permanentes sobre a biomassa íctica nas parcelas em alagados do Pantanal do Mato Grosso.

Consequências das alterações ambientais sobre a ictiofauna

As parcelas em campos nativos, algodoais e braquiárias apresentaram riqueza de espécies e biomassa semelhantes para a ictiofauna. Os maiores valores de riqueza e biomassa ocorreram em parcelas em algodoais e braquiárias, mas não foi possível inferir estatisticamente, a partir dos dados obtidos, que estas fitofisionomias têm influência positiva sobre a ictiofauna. A equivalência entre ictiofauna de ambientes nativos e pastagens com braquiárias não é inédita, pois foi registrada recentemente por Fernandes et al. (2010a; 2010b) em alagados do Pantanal de Poconé.

Parcelas em cambarazais apresentaram os menores valores nos atributos riqueza de espécies, abundância e biomassa de peixes, indicando efeito negativo da invasão desta fitofisionomia sobre as ictiocenoses. A riqueza de espécies e abundância de indivíduos nos cambarazais também foi menor em comparação a outras matas nativas inundáveis do Pantanal, como nos landis (Silva, 2009). As diferenças entre a ictiofauna de algodoais e de cambarazais são inesperadas, apesar do porte da vegetação, pois ambos são invasores de campos inundáveis (ARIEIRA; NUNES DA CUNHA, 2006; SANTOS et al., 2006) e ambos formam estratos monodominantes, sendo o primeiro arbustivo e o segundo arbóreo.

Matas inundáveis são consideradas importantes recursos ambientais para peixes (e. g. GOULDING, 1980; BARRELLA et al., 2001), porém cambarazais, dentre as formas de vegetação abordadas neste estudo, representam a modificação mais radical na estrutura e disponibilidade de micro-habitats para peixes. Cambarazais apresentam diversidade florística arbórea comparável a outras paisagens arbóreas monodominantes inundáveis do Pantanal (ARIEIRA; NUNES DA CUNHA, 2006), como os paratudais, porém estes apresentam estrato herbáceo com abundância e diversidade de gramíneas e ervas (SOARES; OLIVEIRA, 2009), enquanto nos cambarazais os estratos arbustivo e herbáceo são pobres. Isto repercute em baixa disponibilidade de abrigo para os peixes durante a inundação

As relações observadas neste estudo indicam que a cobertura vegetal submersa e a distância de corpos de água permanentes influenciam a riqueza e biomassa  cticas, sob as condições padronizadas de profundidade. Como a profundidade dos ambientes, reconhecidamente, influencia atributos da ictiofauna em lagoas (SUAREZ et al., 2001; 2004) e alagados do Pantanal (FERNANDES et al., 2010a; 2010b), optamos por amostrar sempre em locais com profundidade padronizada, de modo a retirar experimentalmente o efeito dessa variável.

O modelo de Fernandes et al. (2010a; 2010b) sobre a distribuição da ictiofauna em alagados de Poconé (MT), que inclui variações de profundidade nos ambientes, explicou 85% da variação da riqueza de espécies, a qual foi relacionada com profundidade e distância de fontes colonizadoras, mas não apresentou relação com a biomassa de vegetação herbácea.

Comparativamente, nosso modelo (sob profundidade constante) explicou “apenas” 50% da variação da riqueza de espécies de peixes, com o registro de forte relação entre riqueza de espécies com a disponibilidade de cobertura vegetal, entre outras relações. Isso pode indicar que a profundidade dos ambientes é o fator mais importante a influenciar a distribuição da ictiofauna em alagados (principalmente no que se refere à riqueza de espécies de peixes), seguido da distância de corpos de água permanentes (significativo em ambos os modelos) e depois a disponibilidade de cobertura vegetal submersa (significativo apenas neste estudo).

Isso significa que, em determinada profundidade da coluna de água e a determinada distância de fontes colonizadoras, a disponibilidade de cobertura vegetal submersa (abrigo) tem forte influência sobre a ictiofauna em alagados do Pantanal. Este é o mecanismo ecológico que explica as diferenças observadas entre cambarazais (pobres em cobertura submersa) e as demais fitofisnomias (semelhantes nos atributos da ictiofauna e com abundante cobertura vegetal submersa).

Se os atributos estudados representam adequadamente a funcionalidade das fitofisnomias para peixes, a invasão de cambarazais sobre outras formas de vegetação pode causar impactos negativos e de alta magnitude sobre a ictiofauna, pois têm abrangência regional e são relevantes quanto ao potencial de verificação e influência na qualidade ambiental, apesar de reversíveis. Esses impactos ocorreriam em médio prazo, influenciando continuamente a ictiofauna caso a alteração (expansão dos cambarazais) seja mantida, mas seriam temporários, transit rios e reversíveis caso a alteração seja removida (segundo critérios da ABNT, 1996; 2007).

Quanto   introdução de braquiárias e   degradação de pastagens pela invasão de algodoeiros não há evidência clara de impactos, mas os dados indicam que se ocorressem, seriam de baixa magnitude, positivos, pontuais e apenas moderadamente relevantes quanto ao potencial de verificação e influência na qualidade ambiental (segundo critérios da ABNT, 1996; 2007).

Aparentemente, essas alterações afetam os parâmetros riqueza de espécies, abundância e biomassa de peixes, mas não afetam a composição da ictiofauna, a qual não apresentou relação com as fitofisnomias e as demais variáveis ambientais mensuradas. Isso indica que não há importante seleção de hábitats em nível de espécie, mas sim concentração de indivíduos de múltiplas espécies nos hábitats mais adequados (aqueles com abundante cobertura vegetal submersa).

Seguindo o paradigma conservacionista atual, esperava-se que ambientes antropizados, como as pastagens com braquiárias ou os degradados pelo algodoeiro, tendessem a perder em diversidade e funcionalidade em comparação a ambientes que passam por dinâmicas naturais plurianuais, como campos nativos e cambarazais. No entanto, a baixa disponibilidade de abrigo em cambarazais, e possivelmente o caráter recente da presença

dessa fitofisionomia (em termos de adaptação das espécies), permitem a ocupação por poucos indivíduos, resultando nos baixos valores observados de abundância e riqueza de espécies.

Há, evidentemente, outros fatores que podem influenciar a ictiofauna das fitofisionomias inundáveis estudadas, ao limitar a distribuição das espécies, dentre eles a disponibilidade e diversidade de itens alimentares e as características limnológicas de cada fitofisionomia ou local. Contudo, não dispomos de dados limnológicos sobre os locais estudados, não há informações na literatura acerca destes parâmetros (quer seja distinção entre oferta/consumo de itens alimentares, quer seja a caracterização limnológica das fitofisionomias inundáveis) e nosso desenho amostral não permite obter dados sobre hábitos alimentares com análise do conteúdo estomacal dos indivíduos coletados. Desenvolvemos a metodologia de cerco com disparo-remoto com o objetivo de aumentar o esforço amostral, com área maior em relação à consagrada metodologia de *throw trap*, mas mantendo a possibilidade de estimar biomassa e densidades como ocorre com esta última (JORDAN, 1997). Mas, durante a remoção da vegetação na área cercada das parcelas, muitos itens alimentares associados às raízes no substrato, ou suspensos em ramos, foram lançados na coluna de água e ingeridos pelos peixes, os quais continuaram se alimentando, mesmo depois de cercados (observação pessoal). Isto gera um artefato amostral que impede a utilização da metodologia para estudos e dieta da maioria das espécies de peixes registradas.

Considerações finais

Parcelas em campos nativos, algodoais e braquiárias tiveram ictiofaunas com riqueza de espécies, abundância de indivíduos e biomassa de peixes semelhantes entre si e superiores às áreas com cambarazais. Não foram observadas diferenças significativas entre as ictiocenoses de campos nativos, algodoais e braquiárias.

A julgar pelos dados obtidos, e exclusivamente em se tratando de ictiofauna, as solicitações de alguns proprietários rurais de aproveitamento lenhoso dos cambarazais, sob forma de abertura de clareiras (SANTOS et al., 2006), é viável e eventualmente traria impactos positivos para a ictiofauna de alagados nos Pantaneis de Barão de Melgaço e Poconé.

Evidentemente que estudos mais aprofundados, ou reunindo dados de uma área maior, ou amostrando em todo o gradiente de profundidade de coluna de água e também a inclusão de outras fitofisionomias podem resultar em padrões um pouco diferentes daqueles registrados neste estudo. Assim, convidamos francamente pesquisadores a replicar a metodologia utilizada neste estudo, ou mesmo criar e utilizar outras metodologias, com a finalidade de obter dados comparativos e melhorar a compreensão de como o uso da paisagem influencia a ictiofauna em áreas temporariamente inundáveis do Pantanal.

Referências

- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR ISO 14.004**: Avaliação ambiental inicial. Rio de Janeiro, ABNT, 1996. 32 p.
- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR ISO 14.004**: Sistemas de gestão ambiental: Diretrizes gerais sobre princípios, sistemas e técnicas de apoio. Rio de Janeiro: ABNT, 2007. 53 p.
- AFONSO, E.; POTT, A. **Plantas no pantanal tóxicas para bovinos**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2001. 51 p.
- AGOSTINHO, A. A.; M. ZALEWSKI. The dependence of fish community structure and dynamics on floodplain and riparian ecotone zone in Paraná River, Brasil. **Hydrobiologia**, v. 303, n.1, p. 141-148, 1995.
- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; SUZUKI, H. I.; JÚLIO JÚNIOR, H. F. Migratory fishes of the Upper Paraná River Basin, Brasil. In Carolsfeld, J.; Harvey, B.; Ross, C.; Baer, A. (Ed.) **Migratory Fishes of South América – biology fisheries and conservation status**. International Development Research Centes (Canadá). World Bank, World Fisheries Trust, p. 19-98, 2003.
- ALHO, C. J. R. Biodiversity of the Pantanal: response to seasonal flooding regime and to environmental degradation. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 4, p. 957-966, 2008.

ARAGONA, M.; MARINHO-FILHO, J. História natural e biologia reprodutiva de marsupiais no Pantanal, Mato Grosso, Brasil. **Zoologia**, v. 26, n. 2, p. 220-230, 2009.

ARIEIRA, J.; NUNES DA CUNHA, C. Fitossociologia de uma floresta inundável monodominante de *Vochysia divergens* Pohl (Vochysiaceae), no Pantanal Norte, MT, Brasil. **Acta Botanica Brasílica**, v. 20, n. 3, p. 569-580, 2006.

BAGINSKI, Leandro. **Estrutura das assembléias de peixes ao longo de gradientes ambientais em zonas litorâneas vegetadas de lagoas marginais da planície de inundação do rio Cuiabá, Pantanal Norte, Brasil**. 2007. 56 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação da Biodiversidade) - Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, MT.

BARRELLA, W.; PETRERE Jr., M.; SMITH, W. S.; MONTAG, L. F. A. As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. **Matas ciliares, conservação e recuperação**. 2 ed. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2001. p.187-207.

BRASIL.Ministério do Meio Ambiente. Instrução Normativa Nº 5 de 21 de maio de 2004. **Diário Oficial [da] Republica Federativa da União**, Brasília, DF, 28 maio 2004, seção 1, p. 136-142. Disponível em: <<http://www.prpe.mpf.gov.br/internet/Legislacao/Meio-Ambiente-e-Urbanismo/Instrucoes-Normativas/INSTRUCAO-NORMATIVA-N1-5-DE-21-DE-MAIO-DE-2004>>. Acesso em: 26 dez. 2011.

BRITSKI, H. A.; SILIMON, K. Z. de S. de; LOPES, B. S. **Peixes do Pantanal** : manual de identificação. 2. ed. rev. ampl. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Corumbá: Embrapa Pantanal, 2007. 230 p.

CALHEIROS, D.F.; FONSECA JUNIOR, W.C. da. (Org.). **Perspectivas de estudos ecologicos sobre o Pantanal**. Corumbá: EMBRAPA-CPAP, 1996. 41p. (EMBRAPA-CPAP. Documentos, 18).

CAMARA, G.; SOUZA, R. C. M.; FREITAS, U. M.; GARRIDO, J. SPRING: Integrating remote sensing and GIS by object-oriented data modeling. **Computers & Graphics**, v. 20, n. 3. p. 395-403, 1996. Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br/spring/portugues/index.html>>. Acesso em: 14 jan. 2011.

CATELLA, A. C. **Estrutura da comunidade e alimentação dos peixes da Baía da Onça, uma lagoa do Pantanal do rio Aquidauana - MS**. 1992. 215 f. (Dissertação) Mestrado em Ciências – Universidade de Campinas, Campinas.

CHAO, A.; CHAZDON, R. L.; COLWELL, R. K.; SHEN, T. J. A new statistical approach for assessing compositional similarity based on incidence and abundance data. **Ecology Letters**, v. 8, n.1, p. 148-159, 2005.

CHICK J. H.; MCIVOR C. C. Habitat selection by three littoral zone fishes: effects of predation pressure, plant density and macrophyte type. **Ecology of Freshwater Fish**, v.6, n.1, p. 27-35, 1997.

CRISPIM, S. M. A.; BRANCO, O. D. **Aspectos gerais das braquiárias e suas características na sub-região da Nhecolândia, Pantanal, MS**. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2002. 25 p.(Embrapa Pantanal. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 33).

CUNICO, A. M.; GRAÇA, W. J.; VERÍSSIMO, S.; BINI, L. M. Influência do nível hidrológico sobre a assembléia de peixes em lagoa sazonalmente isolada da planície de inundação do alto rio Paraná. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 24, n. 2, p. 383-389, 2002.

DOUROJEANNI, M. J. **Construindo o futuro do Pantanal**. Rio de Janeiro: SESC - Departamento Nacional, 2006. 273 p.

FERNANDES, I. M. **Efeito da cobertura e biomassa vegetal, da profundidade da coluna da água e da distância de corpos de água permanentes sobre a estrutura das comunidades de peixes da planície de inundação sazonal do rio Cuiabá, Pantanal Mato-Grossense**. 2007. 47 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação da Biodiversidade) - Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, MT.

FERNANDES, I. M., MACHADO, F. A.; PENHA, J. M. Spatial pattern of a fish assemblage in a seasonal tropical wetland: effects of habitat, herbaceous plant biomass, water depth, and distance from species sources. **Neotropical Ichthyology**, v. 8, n. 2., p. 289-298, 2010a.

FERNANDES, I. M., ZUANON, J.; PENHA, J. M. Peixes. In: FERNANDES, I. M., SIGNOR, C. A.; PENHA, J. M. **Biodiversidade no Pantanal de Poconé**. Cuiabá: Centro de Pesquisas do Pantanal, 2010b. p. 103 - 117.

FLORENTINO, A. C. **Particionamento da diversidade beta em diferentes escalas espaciais: comunidades de peixes em zonas litorâneas vegetadas de lagoas marginais de áreas de reserva e uso comum no rio Cuiabá, Pantanal Norte**. 76f. 2007. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação da Biodiversidade) - Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, MT.

- FLORENTINO, A. C.; PENHA, J. M. High beta diversity of fish in vegetated littoral zones of floodplain lakes in the Cuiabá River Basin, Northern Pantanal, Brazil. **Hidrobiologia**, v.1, n. 1, p. 137-146, aug., 2011.
- GRANADO-LORENCIO, C.; ARAUJO LIMA, C. R. M.; LOBÓN-CERVIÁ, J. Abundance - distribution relationships in fish assembly of the Amazonas floodplain lakes. **Ecography**, v. 28, p. 515-520, 2005.
- GOULDING, M. **The fishes and the forest, explorations in Amazonian natural history**. Los Angeles: University of California Press, 1980. 280 p.
- HARRIS, M. B.; TOMAS, W. M.; MOURÃO, G.; DA SILVA, C. J.; GUIMARÃES, E.; SONODA, F.; FACHIM, E.. Desafios para proteger o Pantanal brasileiro: ameaças e iniciativas em conservação. **Megadiversidade**, v.1, n.1, p. 156-164, 2005
- HARRIS, M. B.; ARCANGELO, C.; PINTO, E. C. T.; CAMARGO, G.; RAMOS NETO, M. B.; SILVA, S. M. Estimativa da perda de cobertura vegetal original na Bacia do Alto Paraguai e Pantanal brasileiro: ameaças e perspectivas. **Natureza & Conservação**, v. 4, n. 2, p. 50-66, 2006.
- JORDAN, F. Sampling fishes in vegetated habitats: effects of habitat structure on sampling characteristics of the 1m² throw trap. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 126, p. 1012-1020, 1997.
- JUNK, W. J.; SILVA, C. J. O conceito do pulso de inundação e suas implicações para o Pantanal de Mato Grosso. In: SIMPÓSIO SOBRE RECURSOS NATURAIS E SÓCIO-ECONÔMICOS DO PANTANAL, 2., 1996, Corumbá, MS. **Manejo e conservação**: anais. Corumbá: Embrapa Pantanal, 1999. p.17-28.
- JUNK, W. J.; BROWN, M.; CAMPBELL, I. C.; FINLAYSON, M.; GOPAL, B.; RAMBERG, L.; WARNER, B. G. The comparative biodiversity of seven globally important wetlands: a synthesis. **Aquatic Sciences**, v. 68, p. 400-414, 2006.
- KODRIC-BROWN, A.; BROWN, J. H. Highly structured fish communities in Australian Desert Springs. **Ecology**, v. 74, n. 6, pp1847-1855, 1993.
- LOWE-McCONNELL, R. H. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 1999. 388 p.
- MACHADO, F. A. **História natural de peixes do Pantanal**: com destaque em hábitos alimentares e defesa contra predadores. 2003. 99 f. Tese (Doutorado em História Natural) - UNICAMP, Campinas, SP.
- MAGNUSSON, W. E.; MOURÃO, G. M. **Estatística sem matemática**. Londrina: Editora Planta, 2003.126p.
- MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurement**. Chapman & Hall, London, 1983. 180p.
- MARQUES, D. K. S.; RESENDE, E. K. de. **Comunidades de peixes da RPPN Sesc Pantanal**. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2005. 25 p. (Embrapa Pantanal. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 65).
- MARQUES, M. I.; J. ADIS; C. NUNES DA CUNHA; G. B. SANTOS. Arthropod biodiversity in the canopy of *Vochysia divergens* Pohl (Vochysiaceae), a forest dominant in the Brazilian Pantanal. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 36, n.3, p. 205-210, 2001.
- MCALLEECE, N. **BioDiversity professional**. The Natural History Museum and The Scottish Association For Marine Science. 1997.
- MELO, C. E., LIMA, J. D.; TROY, W. P.; PINTO-SILVA, V. Diversidade e distribuição da ictiofauna associada à macrófitas aquáticas na Baía dos Coqueiros - Pantanal de Mato Grosso. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 6., 2003, Fortaleza, CE. **Anais...** Fortaleza: Editora da Universidade Federal do Ceará, 2003. p. 33 - 35.
- MILANI, V. Título: **Assembléias de peixes associados à macrófitas em ambientes alagáveis do Pantanal de Poconé, MT**. 42 f. 2009. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação da Biodiversidade) - Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, MT.
- MIRANDA, E. E. de; COUTINHO, A. C. (Coord.). **Brasil visto do espaço**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2004. Cartas Mato Grosso SE-21-X-A-II-1 até SE-21-X-A-VI-2. Disponível em: <<http://www.cdbrasil.cnpm.embrapa.br>>. Acesso em: 22 ago. 2010.
- MOILANEN, A., SMITH, A.; HANSKI, I. Long-term dynamics in a metapopulation of the America pika. **American Naturalist**, v 152, p. 530-542, 1988.
- MORAES, A. S.; RESENDE, E. K.; RODRIGUES, C. A. G.; MAURO, R. A.; GALDINO, S.; OLIVEIRA, M. D.; CRISPIM, S. M.; VIEIRA, L. M.; SORIANO, B. M.; ABREU, U. G. P; MOURÃO, G. A. Embrapa Pantanal: 25 anos de pesquisas em prol da conservação do Pantanal. In: SIMPÓSIO SOBRE RECURSOS NATURAIS E SÓCIO-ECONÔMICOS DO PANTANAL, 3., 2000, Corumbá. **Os desafios do novo milênio**: resumos. Corumbá: Embrapa Pantanal: UFMS, 2000. 463 p.

- NASCIMENTO, F. L.; LIMA, C. A. R. M. A. **Descrição das larvas das principais espécies de peixes utilizados pela pesca, no Pantanal**. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2000. 25p. (Embrapa Pantanal. Boletim de Pesquisa, 19).
- NUNES DA CUNHA, C.; JUNK, W. J. Year-to-year changes in water level drive the invasion of *Vochysia divergens* in Pantanal grasslands. **Applied Vegetation Science**, v. 7, p. 103-110, 2004.
- NUNES DA CUNHA, C.; JUNK, W. J. A preliminary classification of habitats of the Pantanal of Mato Grosso and Mato Grosso do Sul, and its relation to national and international wetland classification systems. In: JUNK, W. J.; SILVA, C. J. da.; NUNES DA CUNHA, C.; WANTZEN, K. M. (Ed.) **The Pantanal: ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland**. Sofia: Pensoft Publishers, 2011. p. 127-141.
- OKSANEN, F. J.; BLANCHET, G.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; O'HARA, R. B.; SIMPSON, G. L.; SOLYMOS, P. M. STEVENS, H.H.; WAGNER, H. **Vegan: community ecology package**. R package version 1.17-9. 2010. Disponível em: <<http://CRAN.R-project.org/package=vegan>>. Acesso em: 14 jun 2011.
- PACHECO, E. B. **Peixes associados a macrófitas aquáticas no sistema de baías Chacororé-Sinhá Mariana e rio Mutum, Pantanal de Mato Grosso**. 45 f. 2005. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação da Biodiversidade) - Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, MT.
- PADOVANI, C. R.; CRUZ, M. L. L.; PADOVANI, S. L. A. G. **Desmatamento do Pantanal brasileiro para o ano 2000**. In: SIMPÓSIO SOBRE RECURSOS NATURAIS E SOCIO-ECONÔMICOS DO PANTANAL, 4., 2004, Corumbá, MS. Sustentabilidade regional: anais. Corumbá: Embrapa Pantanal: UCDB: UFMS: SEBRAE-MS 2004. 1CD-ROM.
- PAZIN, V. F. V.; MAGNUSSON, W. E.; ZUANON, J.; MENDONÇA, F. P. Fish assemblages in temporary ponds adjacent to 'terra-firme' streams in Central Amazonia. **Freshwater Biology**, v. 51, p. 1025 - 1037, 2006.
- PETRY, A. C., AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. Fish assemblages of tropical floodplain lagoons: exploring the role of connectivity in a dry year. **Neotropical Ichthyology**, v. 1, n. 2, p. 111-119, 2003.
- POTT, A. Dinâmica da vegetação do Pantanal. In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 51., 2000, Brasília, DF. **Tópicos atuais em botânica: palestras convidadas**. Brasília, DF: Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia: Sociedade Botânica do Brasil, 2000. p. 172-182.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing**: a reference guide. Vienna, Áustria: R Foundation for Statistical Computing. 2010. Version 2.11.1. Disponível em: <<http://www.lsw.uni-heidelberg.de/users/christlieb/teaching/UKStaSS10/R-refman.pdf>>. Acesso em 14 dez. 2011.
- REBELLATO, L.; NUNES DA CUNHA, C. Efeito do "fluxo sazonal mínimo da inundação" sobre a composição e estrutura de um campo inundável no Pantanal de Poconé, MT, Brasil. **Acta Botanica Brasílica**, v. 19, n. 4, p. 789-799, 2005.
- RESENDE, E. K. Trophic structure of fish assemblages in the Lower Miranda river, Pantanal, Mato Grosso do Sul State, Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 60, n. 3, p. 389-403, 2000.
- RESENDE, E. K. Migratory fishes of the Paraguay-Paraná basin, excluding the Upper Paraná basin. In: CAROLSFELD, J.; HARVEY, B.; ROSS, C.; BAER, A. (Ed.) **Migratory fishes of South America: biology, social importance and conservation status**. Victoria: World Fisheries Trust; The World Bank, 2003.p. 99-156
- RESENDE, E. K. Os pulsos de inundação e a produção pesqueira na bacia do rio Taquari. In: SÉRGIO GALDINO; LUIZ MARQUES VIEIRA; LUIZ ALBERTO PELLEGRIN. (Org.). **Impactos ambientais e sócio-econômicos na bacia do rio Taquari - Pantanal**. Campo Grande: Gráfica Mundial, 2005. p. 253-260.
- RESENDE, E. K.; PALMEIRA, S. S. Estrutura e dinâmica das comunidades de peixes da planície inundável do rio Miranda, Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil. In: SIMPÓSIO SOBRE RECURSOS NATURAIS E SÓCIO-ECONÔMICOS DO PANTANAL, 2., 1996, Corumbá. **Manejo e conservação: anais**. Corumbá: Embrapa Pantanal, 1999. p. 249-282.
- RESENDE, E.K. de; PEREIRA, R.A.C.; ALMEIDA, V.L.L. de. **Peixes herbívoros da planície inundável do Rio Miranda, Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil**. Corumbá: EMBRAPA-CPAP, 1998. 24p. (EMBRAPA-CPAP. Boletim de Pesquisa, 10).
- RESENDE, E. K.de; PEREIRA, R. A. C.; ALMEIDA, V. L. L. de; SILVA, A. G. da. **Peixes onívoros da planície inundável do Rio Miranda, Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil**. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2000a. 60 p. (Embrapa Pantanal. Boletim de Pesquisa, 16).

- RESENDE, E. K. de; PEREIRA, R. A. C.; ALMEIDA, V. L. L. de; SILVA, A. G. da. **Peixes insetívoros e zooplanctófagos da planície inundável do Rio Miranda, Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil**. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2000b. 42p. (Embrapa Pantanal. Boletim de Pesquisa, 17).
- ROCHA, N. M. **A variação espaço-temporal da estrutura da comunidade de peixes em zonas litorâneas vegetadas de lagoas da planície de inundação do rio Cuiabá, Pantanal Mato-Grossense, Brasil**. 83 f. 2009. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação da Biodiversidade) - Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, MT.
- ROSA, F. R. **Relações entre ictiofauna, conectividade e disponibilidade de abrigo em habitats temporariamente inundáveis, nativos ou antropizados, no pantanal de Mato Grosso**. 68 f. 2011. Tese (Doutorado em Ecologia e Conservação) - Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, MS.
- SANTOS, S. A. **Caracterização dos recursos forrageiros nativos da sub-região da Nhecolândia, Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil**. Botucatu, SP, 190p. 2001. Tese (Doutorado em Nutrição e Produção Animal) – Universidade Estadual Paulista.
- SANTOS, S. A.; PELLEGRIN, A. O.; MORAES, A. S.; BARROS, A. T. M. de; COMASTRI FILHO, J. A.; SERENO, J. R. B.; SILVA, R. A. M. S. e; ABREU, U. G. P. de. **Sistema de produção de gado de corte do Pantanal**. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2002. 80 p. il. (Embrapa Pantanal. Sistemas de Produção, 01).
- SANTOS, S. A.; CUNHA, C. N. da; TOMÁS, W.; ABREU, U. G. P. de; ARIEIRA, J. **Plantas invasoras no pantanal: como entender o problema e soluções de manejo por meio de diagnóstico participativo**. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2006. 45 p. (Embrapa Pantanal. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 66).
- SHANNON, C. E. A mathematical theory of communication. **Bell System Technical Journal**, v. 27, p. 379-423; 623-656, 1948.
- SILVA, V. C. F. **Comparação da ictiofauna de áreas alagáveis em duas fitofisionomias do Pantanal de Poconé, Mato Grosso**. 36 f. 2009. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação da Biodiversidade) - Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, MT.
- SILVA, M. P.; MAURO, R. A.; MOURÃO, G. M.; COUTINHO, M. Distribuição e quantificação de classes de vegetação do Pantanal através de levantamento aéreo. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 23, n. 2, 2000.
- SLINGSBY, D.; COOK, C. **Practical ecology**. MacMillan Education Ltd., London, England, 1986. 213 p.
- SOARES, J. J. ; OLIVEIRA, A. K. M. O paratidal do Pantanal de Miranda, Corumbá-MS, Brasil. **Revista Árvore - Journal of Brazilian Forest Science**, vol.33, n.2, p. 339-347, 2009.
- SUAREZ, Y. R.; PETRERE JR, M.; CATELLA, A. C. Factors determining the structure of fish communities in Pantanal lagoons (MS, Brazil). **Fisheries Management and Ecology**, v. 8, p. 173-186, 2001. Disponível em: <http://www.uems.br/cinam/pdf/yzel/Suarez_et_al_2001.pdf>. Acesso: 19 nov. 2011.
- SUAREZ, Y. R.; PETRERE JR, M.; CATELLA, A. C. Factors regulating diversity and abundance of fish communities in Pantanal lagoons, Brazil. **Fisheries management and ecology**, v. 11, p. 45-50, 2004. Disponível em: < http://www.rc.unesp.br/ib/ecologia/petrere/textos_arquivos/art_Mig_Izel.pdf >. Acesso em: 22 dez. 2011.
- TEJERINA-GARRO, F. L.; FORTIN, R.; RODRÍGUEZ, M. A. Fish community structure in relation to environmental variation in floodplain lakes of the Araguaia River, Amazon Basin. **Environmental biology of fishes**, v. 51, n.4, p. 399 - 410, 1998.
- TOMAS, W. M.; MOURAO, G. de M.; CAMPOS, Z. M. da S.; SALIS, S. M. de; SANTOS, S. A. **Intervenções humanas na paisagem e nos habitats do Pantanal**. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2009. 58 p.
- WILLINK, P. W.; FROELICH, O.; MACHADO-ALLISON, A.; MENEZES, N.; OYAKAWA, O.; CATELLA, A.; CHERNOFF, B.; LIMA, F.; TOLEDO-PIZA, M.; ORTEGA, H.; ZANATA, A. M.; BARRIGA, R. Fishes of the rios Negro, Negrinho, Taboco, Taquari and Miranda, Pantanal, Brasil: diversity, distribution, critical habitats, and value. In: WILLINK, P. W.; CHERNOFF, B.; ALONSO, L. E.; MONTAMBAULT, J. R.; LOURIVAL, R.(Ed.). **A biological assessment of the aquatic ecosystems of the Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil**. Washington: Conservation International, 2000. p. 63-81. (Conservation International. RAP Bulletin of Biological Assessment, 18).



Pantanal